

3/2015



Veranstaltungen

Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern

5. Ökologisches Kolloquium
am 5./6. Mai 2015 in Koblenz

Koblenz, Oktober 2015

Impressum

Herausgeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: +49 (0)261 1306-0
Fax: +49 (0)261 1306 5302
E-Mail: posteingang@bafg.de
Internet: <http://www.bafg.de>

Druck: Druckerei des BMVI, Bonn

ISSN 1866 – 220X

DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2015.3

URL: http://doi.bafg.de/BfG/2015/Veranst3_2015.pdf

Zitiervorschlag:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium am 5./6. Mai 2015 in Koblenz. – Veranstaltungen 3/2015, Koblenz, Oktober 2015, 100 S.;
DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2015.3
URL: http://doi.bafg.de/BfG/2015/Veranst3_2015.pdf

Inhalt

5. Ökologisches Kolloquium der BfG: Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern	4
Das Naturkapital – Zur Diskussion um die Ökonomisierung der Natur	5
Roland Zieschank	
Ökosystemleistungen und Wasserrahmenrichtlinie.....	14
Stephan von Keitz	
Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökologischer Sicht.....	18
Mathias Scholz, Hans Dieter Kasperidus, Christiane Schulz-Zunkel, Wand Born, Dietmar Mehl und Thomas Ehlert	
Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökonomischer Sicht	31
Alexandra Dehnhardt	
Ökosystemleistungen in der deutsch-niederländischen Vechte-Region. Das PES – Instrument im lokalen Praxistest	40
Ilke Borowski-Maaser	
Ökosystemleistungen als Instrument der Wasserwirtschaft dargestellt am Beispiel des Emscherumbaus	43
Nadine Gerner und Mario Sommerhäuser	
Ein neuer Ansatz für die Bewertung wasserwirtschaftlicher Unterhaltungsmaßnahmen an Bundeswasserstraßen – eine Fallstudie	46
Stefanie Appel	
Inwertsetzung unterschiedlicher Uferstrukturen an der Tideelbe	54
Carolin Schmidt-Wygasch, Jan Barkmann und Uta Sauer	
Inwertsetzung technisch-biologischer Ufersicherungen	62
Lars Symmank und Katharina Raupach	
Was würde es kosten, die Sohlerosion am Niederrhein nicht zu bekämpfen? – Versuch einer Bilanzierung der Veränderung der Auenvegetation	69
Peter J. Horschler, Mathias Scholz und Elmar Fuchs	
Stickstoffretention in großen Flüssen – Eine Ökosystemleistung?	83
Stephanie Ritz und Helmut Fischer	
Potenzial des Ökosystemdienstleistungsansatzes für das Management von Ästuaren	89
Kirsten Wolfstein	
Standpunkt: Zur Verwendbarkeit monetärer Bewertungsergebnisse in der Gewässerschutzplanung	95
Michael Getzner	

5. Ökologisches Kolloquium der BfG: Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern

Der Nutzen und die Werte der Natur werden in wirtschaftlichen Kalkulationen, z. B. in den Kosten-Nutzen-Analysen von Infrastrukturprojekten, zumeist unzureichend oder gar nicht berücksichtigt. Dies kann zu einer Verzerrung der gesellschaftlichen Gesamtkosten von Investitionsprojekten führen.

Lösungen bietet das Konzept der Ökosystemleistungen (Ecosystem Services), welches mit dem Millennium Ecosystem Assessment und der internationalen TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity = Die Ökonomie der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt) in die nationale und internationale Debatte eingeführt wurde. Mittlerweile ist das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) integraler Bestandteil von europäischen Richtlinien.

Welche Bedeutung hat dies für das Management von Fließgewässern in Deutschland und für die Aufgaben der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes? Und wie kann man das Konzept der ÖSL für Aufgaben zur verkehrs- und wasserwirtschaftlichen Unterhaltung von Wasserstraßen praxisgerecht und nutzbringend einsetzen?

Dieser Frage widmete sich das 5. Ökologische Kolloquium der BfG. Beginnend mit einer Einführung in das Thema Ökosystemleistungen wurden hierzu konkrete Projekte an Fließgewässern und Auen vorgestellt. Wie man in anderen Ländern mit dem Thema ÖSL umgeht, wurde anhand von internationalen Projekten und Vorhaben an Fließgewässern in Verbindung mit der Schifffahrt erläutert.

Das Naturkapital – Zur Diskussion um die Ökonomisierung der Natur

Roland Zieschank

1 Anmerkungen zum Naturverständnis

Die aktuelle Diskussion um Ökosystemdienstleistungen und Naturkapital stellt – historisch gesehen – eine bemerkenswerte Replik dar: Denn sie ist eine Reaktion auf eine bereits wesentlich früher erfolgte Ökonomisierung. Diese „erste“ Ökonomisierung der Natur beginnt mit den mittelalterlichen Märkten und der Herausbildung des organisierten Handels im Mittelmeerraum. Durchaus kritisch wurde beispielsweise in Genua konstatiert, dass für die Handelsgilden damals das Meer nur noch als „Transportfläche“¹ gegolten hat.

Im Zuge der nachfolgenden Industrialisierung ist zuerst in Europa ein tiefgreifender Wandel bei der Betrachtungsweise von Natur vollzogen worden. Natur und Umwelt werden nicht mehr als eine Welt „an sich“, sondern primär utilitaristisch, als Rohstoffquelle für den Menschen verstanden: „Rohstoffsein ist criterium existendi, Sein ist Rohstoffsein – dies ist die metaphysische Grundthese des Industrialismus“ (ANDERS 1981, S. 33). Sowohl bei der Ausbeutung von Ressourcen als auch bei den weiteren Verwertungsprozessen werden außerdem Degradierungen von Ökosystemen, Umweltverbrauch und Umweltbelastungen weitgehend externalisiert und damit ignoriert. Diese „traditionelle Ökonomie der Natur“ ist auch auf anderen Kontinenten und unter anderen Wirtschafts- oder Regierungsformen im Kern beibehalten worden. ALTVATER & GEIGER (2010) sprechen von Extraktionsökonomie, STIGLITZ, SEN & FITOUSSI (2009) konstatieren eine vorherrschende produktivistische Orientierung und JACKSON (2011) sieht eine Weiterentwicklung hin zu einem allgegenwärtigen „Konsumismus“.

Gemeinsames Kennzeichen dieses Verwandlungsprozesses ist eine Verengung des Verständnisses von Natur in der Ökonomie:

- > Natur wird primär als bloße *Ressource*, Landschaft als Standortfaktor, Tiere- und Pflanzen als Produktionsmittel gesehen; als solche sind sie umsonst verfügbar und ohne eigenständigen Wert (im Sinne eines „Eigenwertes“ der Natur).²

¹ So der Historiker Fernand Braudel, zitiert nach GOEBEL 2013, S. 16.

² Das Bundesnaturschutzgesetz spricht hingegen ausdrücklich in § 1 von der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft.

- > Dabei wird die Natur selbst in der ökonomischen Theorie *nicht* thematisiert; allenfalls die umweltökonomischen Gesamtrechnungen in verschiedenen Ländern bilden eine kategoriale Erweiterung.
- > Im Ergebnis bleiben die *ökologischen Belastungen* der Produktion und des Konsums außen vor, sie werden weder in der Lehre noch in den Modellierungen berücksichtigt.
- > Auch die *monetären Folgeschäden* des Verbrauchs an Natur und der Umweltbelastung werden im traditionellen ökonomischen Denkmodell nicht berücksichtigt (So ist denn auch der Waldschadensbericht kein Thema im Jahreswirtschaftsbericht der Bundesregierung.).

Angesichts dieses gewachsenen und nach wie vor dominanten ökonomischen Verständnisses stellt sich die Frage, ob ökonomische Bewertungen und Bilanzierungen der Natur und ihrer Ökosystemdienstleistungen hier eine sinnvolle Strategie sein können.

Die geistige Grundlage für solche Überlegungen wurde von dem britischen Ökonomen Arthur Cecil Pigou gelegt, bereits Anfang des 20. Jahrhunderts. Ihm zufolge geht es darum, die ökologischen Belastungen (tituliert nur als „externe“ Kosten) mit einem Preis zu belegen und auf diese Weise in das ökonomische Handeln zu internalisieren. Wenn entsprechende Kosten in den Preis von Gütern und Dienstleistungen eingehen, bilden sie einen Anreiz, ihre Nutzung zu verringern, und damit die ökologische Belastung zu reduzieren und die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt zu steigern.

Umgekehrt ließen sich in einem modernen umweltökonomischen Verständnis auch Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Ökosystemen – etwa durch Renaturierungen von Flüssen und Seen – sowie Investitionen in das Naturkapital nicht nur in physischer Weise beschreiben, sondern zugleich in Kategorien einer (auch) ökonomischen Wertsteigerung darstellen.

Gegenwärtig ist indessen noch offen, ob derartige Bewertungen ökologischer Prozesse die vorherrschende, utilitaristische Sicht von Natur verstärken oder am Ende doch relativieren. Die These lautet hier, dass die intendierte höhere – mithin auch ökonomische – Wertschätzung von Ökosystemen und Natur sich auf schmalen Grat bewegt, gegenüber der Gefahr einer noch intensiveren Verwertung im Rahmen neuer Märkte.

2 Naturkapital und Ökosystemdienstleistungen

In den letzten Jahren ist vor allem auf internationaler Ebene die Diskussion um eine monetäre Berechnung sowie Bilanzierung von ökologischen Schäden, aber auch Dienstleistungen weiter fortgeschritten. Auslöser für eine gewisse Dynamik waren unter anderem die Studien von STERN (2007) über die Kosten des Nichthandelns gegenüber dem Klimawandel, die Berechnungen zum Beitrag von Ökosystemen für die Gesellschaft im Kontext von TEEB (The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity, 2010) und auch zahlreiche Aktivitäten im Umfeld der Internationalen Biodiversitätskonvention (CBD), hier vor allem die Gründung der „Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services“ im Jahr 2012. Eine gewisse öffentliche Resonanz erhielten dabei Kalkulationen zum Wert des Regenwaldes als wichtigen korrigierenden Faktor gegenüber dem Anstieg an Treibhausgasen

und als Reservoir für die zukünftige Artenvielfalt, die Bedeutung von Korallenriffen für den Fischreichtum, sowohl quantitativ als auch qualitativ, und der Wert der Bestäubungsleistungen von Bienen.

Es gibt eine Reihe von Definitionen zu Naturkapital, eine geeignete lautet:

Naturkapital umfasst den Bestand an natürlichen Werten und Vermögen, die den „Fluss“ von wertvollen Dienstleistungen in der Zukunft ermöglichen und welche den Menschen Vorteile bringen. (PEARCE et al. 1989).

Als wesentliche Komponenten gelten:³

- > Geologische Bestände: nicht erneuerbar und erschöpfbar.
- > Abiotische Ströme: Solarenergie, Wind, Wasserkraft, geothermische Energie, als dauerhaft verfügbar.
- > Ökosysteme:

Ökosysteme als Bestände, das heißt auch Lebensräume, auf nationaler Ebene („stocks“).

Ökosystemdienstleistungen und ökologische Funktionen (als „flows“)

Diese sind erneuerbar oder degradierbar – Böden und Gewässer können durch Schadstoffeinträge selbst geschädigt werden und somit ihre ökologischen Funktionen einbüßen.

Fallweise und je nach Kontext einbezogen werden Ozeane, Küsten, Atmosphäre, bis hin zur globalen Ebene.

Insofern sind die verschiedenen Leistungen, welche intakte Ökosysteme für das Wirtschaften in einer Gesellschaft und für das Wohlbefinden der Menschen erbringen, als eingebettet in das Naturkapital zu sehen. Dessen Erhalt erst ermöglicht eine nachhaltige Nutzung von sogenannten „Ecosystem Services“.

Die zentralen Dienstleistungen lassen sich differenzieren und umfassen die Bereiche (1) Versorgung; vor allem mit Wasser, Nahrungsmitteln, Holz, Öl usw. Hinzu kommt der Bereich (2) der ökologischen Regulierung; so des Klimas, von Überschwemmungsrisiken oder der Wasserreinigung. Schließlich spielen auch (3) kulturelle Dienstleistungen eine wichtige Rolle, sei es in ästhetischer, spiritueller, kulturhistorischer, künstlerischer oder erholungsmäßiger Hinsicht (ausführlicher: Millennium Ecosystem Assessment 2005). Häufig werden außerdem grundlegende indirekte Dienstleistungen wie Bodenbildung, Produktion und Zersetzung organischen Materials etc. mit genannt.

3 Ansätze zur Erfassung von Naturkapital und Ökosystemdienstleistungen

Inzwischen liegt eine ganze Reihe von nationalen und internationalen Initiativen hierzu vor. Die Entwicklung verlief in den letzten Jahren geradezu rasant, was die wissenschaftlich-konzeptionelle Ausarbeitung anbelangt; die methodischen Vorschläge zur Erfassung von Ökosystemfunktionen und deren Dienstleistungen erreichen jetzt ein gleichermaßen komplexes wie detailliertes neues Niveau.

³ In Anlehnung an das Britische Natural Capital Committee 2014.

Beispielsweise unterstützt die Weltbank, die sich seit einigen Jahren mit einem erweiterten Wohlstandsverständnis unter Einbeziehung von Naturkapital und sozialem Kapital befasst, die internationale Initiative „Wealth Accounting and Evaluation of Ecosystem Services“.⁴

Aufbauend auf dem System der umweltökonomischen Bilanzierung (SEEA) haben die Vereinten Nationen diesen Ansatz vor kurzem erweitert, um eine experimentelle Variante mit der etwas fachlich-ausführlichen Bezeichnung „System of Environmental-Economic Accounting – Experimental Ecosystem Accounts (SEEA-EEA):

Übergreifende Motivation für die Einbeziehung nun auch von Ökosystembewertungen in die bisherigen umweltökonomischen Bilanzen ist die Erkenntnis, dass im Zuge von menschlichen Aktivitäten die Degradierung der Leistungsfähigkeit natürlicher Potenziale ein Ausmaß annimmt, welches sich wiederum auf die Wirtschaft negativ auswirkt. Unterstützt werden soll durch neue Ansätze der Naturerfassung u. a. das Management von Ressourcen, von Landschaften, Energie und Wasser sowie die Erhaltung der Biodiversität (United Nations 2014).

Das Ziel ist eine nachhaltige Nutzung des Naturkapital-Potenzials in der Form, dass nur ein zulässiger Überschuss an Biomasse, Wasser, Materialien, Energie oder Flächen in einer Region dem Naturkreislauf entnommen werden darf. Generell soll ein ökologischer Funktionserhalt gesichert werden, dazu bedarf es zuverlässiger Bilanzierungen, zwangsläufig auch der Veränderungen zwischen zwei Zeitpunkten (etwa zu Anfang und zu Ende einer Berichtsperiode). Die Initialphase ist am 31.12.2014 abgeschlossen worden; es liegen inzwischen Länderpläne für Bhutan, Chile, Indonesien, Mauritius, Mexiko, Südafrika und Vietnam vor.

In diesem Zusammenhang ist außerdem vom CBD-Sekretariat ein umfangreiches Handbuch für die nationale Ebene erstellt worden (für eine genaue Differenzierung von Ökosystemarten, deren mögliche Dienstleistungen und entsprechende Bewertungen siehe WEBER 2014).

Andere internationale Bemühungen tendieren in dieselbe Richtung, etwa die OECD, welche zukünftig die Idee ihres „Better Life“-Index für einzelne Länder um die Berücksichtigung von Naturkapital-Kategorien untermauern will. Die Europäische Kommission hat ebenfalls mit ihrer EU-Biodiversitätsstrategie und einem umfassenden, kartografisch gestützten Ansatz das Thema aufgegriffen; eine neue Machbarkeitsstudie zu physischen Indikatoren auf EU- und Länderebene soll eine bessere Erfassung des Zustandes von Ökosystemen und entsprechenden Dienstleistungen ermöglichen. Denn ökosystembezogene Bewertungsverfahren haben gegenwärtig noch mit dem Problem zu kämpfen, dass bislang weder ein einheitliches Verständnis von Naturkapital noch eine einheitliche Methodik zur räumlichen Abgrenzung und Erfassung von Ökosystemen sowie deren Bewertung existierte. Die Studie zu „The Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services“ (MAES) soll hier Abhilfe schaffen und sich an der ‘Common International Classification of Ecosystem Services’ orientieren (EC 2014). Ein internationales Forschungskonsortium mit mehr als 20 beteiligten Institutionen arbeitet gegenwärtig an einer empirischen Umsetzung.

Auf Länderebene nimmt Großbritannien mit der Etablierung des „Natural Capital Committee“ eine Vorreiterrolle ein. Diese Institution hat kürzlich bereits einen dritten Bericht veröffentlicht, welcher die Bedeutung des natürlichen Reichtums für den Wohlstand empirisch und argumentativ unterstreicht (Natural Capital Committee 2015).

⁴ Weiterführend hierzu siehe URL: <https://www.wavespartnership.org/>

Basierend auf dem internationalen Projekt „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (TEEB) sind nun auch für Deutschland erste Berichte erstellt worden, so über „Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte“ (siehe TEEB Deutschland 2015). Weitere Berichte sind bis zum Jahr 2016 geplant.

Es gibt darüber hinaus Beispiele, welche nun auf der regionalen Ebene einen Schritt weiter gehen und die Bewertung von Ökosystemdienstleistungen mit realen Finanztransfers verknüpfen. Hierzu gehören mit Bedeutung für den Gewässerbereich insbesondere die folgenden Instrumente:

- > Biodiversitäts-Offsets (Kompensationsmaßnahmen)
Diese gehen in Deutschland auf die sogenannten Ausgleichsregelungen des Naturschutzes zurück, welche bei Eingriffen in den Naturhaushalt an anderer Stelle einen ökologischen Ausgleich erfordern. Mit der neuen Bundeskompensationsverordnung (BKompV) können auch Bewertungen von Ökosystemdienstleistungen sich weiter entwickeln.
- > Payments for Ecosystem-Services (PES)

Hierbei geht es um die Honorierung von Ökosystemdienstleistungen, welche Akteure konkret erbringen, beispielsweise im Agrarsektor oder beim Gewässerschutz. Der bisherige Schwerpunkt von PES liegt denn auch in der Gestaltung von Geldflüssen für den Schutz von Wassereinzugsgebieten; es kann sich hier um Geldtransfers zwischen Akteuren handeln oder um staatliche Subventionen für erwünschte Leistungen.

Anzumerken ist, dass es sich um eine kontextuelle Verschiebung handelt, da nun Ökosystemdienstleistungen im Mittelpunkt stehen, die von gesellschaftlichen Akteuren erbracht werden und nicht von den Ökosystemen selbst, wenn auch deren Erhalt die Grundlage bildet. Zur Illustration sei auf drei Beispiele verwiesen.

Beim Medford Water Quality Trading Program in den Vereinigten Staaten handelt es sich um die Bewältigung von Abwasserproblemen, die u. a. zu einer Temperaturerhöhung in Fließgewässern führen. Statt des Baus von teuren Kühlanlagen wurde hier im Rahmen staatlicher Gesetze und Grenzwerte den Betreibern von solchen Anlagen ermöglicht, die Uferbepflanzung von Flüssen so auszudehnen, dass die Verschattungseffekte ebenfalls eine Temperaturabsenkung herbeiführen können. Das Beispiel ist Teil eines übergreifenderen Handelskonzepts des Departments of Environmental Quality in Oregon mit Umweltnutzungsrechten und Gutschriften für Gegenmaßnahmen.⁵

Bei dem anderen Beispiel des Westcountry Rivers Trust in Großbritannien geht es um die „klassische“ Konfliktstellung zwischen oberen und unteren Anliegern eines Fließgewässers. Die Unternehmen im Bereich der Trinkwasserversorgung finanzieren Abhilfemaßnahmen, die Farmer treffen, welche somit für Dienstleistungen bezahlt werden, die sie jenseits der Bezahlung für ihre Agrarprodukte erbringen. Erwartet wird im Gegenzug eine Verminderung des Eintrags von Schadstoffen und Düngemitteln in Fließgewässer.⁶

⁵ Ausführlich hierzu siehe URL: <http://www.deq.state.or.us/wq/trading/trading.htm>

⁶ Zu verschiedenen Projekten siehe URL: <http://www.upstreamthinking.org/index.cfm?articleid=8687>
Dieser Ansatz ist in Deutschland nicht unumstritten, da zum einen nach dem Verursacherprinzip des Umweltschutzes auch diejenigen Abhilfe schaffen müssen, die verantwortlich für Umweltgefährdungen sind. Zum anderen fließen in den Agrarsektor bereits EU-Mittel, um die Produktion zu erhöhen; Landwirte könnten nun „dreifach“ verdienen: indem sie für ihre Produkte bezahlt werden, EU-Subventionen erhalten und nun nochmals für das Unterlassen von Maßnahmen entschädigt werden, nämlich das Ausbringen von zu vielen Pestiziden, Fungiziden oder Düngemitteln – und dies durch Träger lebensnotwendiger Versorgungsleistungen.

Ein drittes Beispiel aus Deutschland ist in Mecklenburg-Vorpommern umgesetzt worden. Mit dem Kauf von MoorFutures können Privatpersonen oder Unternehmen in den Erhalt bzw. die Ausweitung von Moorflächen beitragen, letztere können sich zudem durch den Kauf eines MoorFutures eine Tonne CO₂ in ihrer Umweltbilanz abrechnen lassen. Ursprünglich als Beitrag für und von Ökosystemen zum Klimaschutz intendiert, zeigt sich, dass durch die Wiedervernässung von Mooren auch neue Lebensräume entstehen, die Wasserqualität in den betreffenden Regionen sich verbessert und durch die Bezahlung für Ökosystemdienstleistungen auch ein Beitrag zur Verschönerung der Landschaft erbracht wird.

Zusammenfassend soll mit der Bewertung von Ökosystemen und deren Dienstleistungen eine Schärfung des Bewusstseins erfolgen für die häufig ignorierte Tatsache, dass Natur und Ökosysteme sowie eine intakte Umwelt genauso einen Wert haben, wie die ökonomische Wertschöpfung, wenn es um den gesellschaftlichen Wohlstand geht. Dies reicht über die Erkenntnis hinaus, dass eine gute Umweltqualität sich positiv auf die Lebensqualität auswirkt. Vielmehr verbindet sich mit diesen Instrumenten die Erwartung, dass eine höhere Wertschätzung (im doppelten Sinne) von Natur und ihren Dienstleistungen das Bewusstsein für den vorhandenen, aber unbekannten ‚Reichtum‘ einer Gesellschaft stärkt.

Daraus ergeben sich drei Implikationen:

- (1) Zukünftiger gesellschaftlicher Wohlstand und die Wohlfahrt eines Landes können nicht nur durch wirtschaftliche Faktoren und Potenziale gefördert werden, sondern auch durch den Erhalt des Naturkapitals einschließlich der darauf basierenden ökologischen Funktionen und Potenziale.
- (2) Verluste durch Übernutzung, Raubbau, Degradierung und Zerstörung von ökologischen Systemen rücken auf neue Weise in das Bewusstsein, nun als Unterminierung gesellschaftlicher Entwicklungspotenziale. Ein rein auf Wirtschaftswachstum ausgerichtetes Handeln in Wirtschaft und Politik kann – und dies ist durchaus empirisch untermauert – sogar letztlich zu Wohlfahrtsverlusten führen.⁷
- (3) Umgekehrt lassen sich Maßnahmen zum Schutz, der Erhaltung und Wiederherstellung (sofern möglich) von Habitaten, Landschaften und Ökosystemen nun auch in Kategorien eines Beitrages zu gesellschaftlichem Wohlstand im Sinne einer Erhaltung des natürlichen Reichtums eines Landes verstehen. Solche Maßnahmen sind dann nicht nur als Ausgaben und Kosten zu verstehen, sondern als *Investitionen* in zukünftige gesellschaftliche Wohlfahrt.

Der Aufwand für die Erhaltung von Ökosystemdienstleistungen gefährdet somit nicht den „Standort“ Deutschland, wie es in der Terminologie der traditionellen Ökonomie heißt, sondern ist geradezu ein positiver Standortfaktor im Sinne der Erhaltung des vorhandenen Entwicklungspotenzials eines Landes. Dies mag auf betrieblicher Ebene durchaus zu Konflikten führen, auf gesamtgesellschaftlicher Ebene eröffnet das Konzept der Ökosystemdienstleistungen, ihrer ökologischen und ökonomischen Bewertung die Möglichkeit, rationaler zu handeln als auf der Grundlage der bisherigen engen Sicht von Ökonomie und deren Externalisierungen von ökologischen Belastungen und finanziellen Folgekosten.

⁷ So fressen die ökologischen Folgekosten in einigen Wirtschaftsbranchen im Endergebnis die produzierte Wertschöpfung weitgehend auf; hierfür gibt es Beispiele im Agrarsektor, dem Bergbau, in der Ölförderung oder der Chemischen Industrie). Ausführlicher hierzu auf gesamtgesellschaftlicher Ebene ZIESCHANK & DIEFENBACHER 2010 sowie World Bank 2011, auf Unternehmensebene KPMG 2012.

4 Pluralität der Bewertungsverfahren

Für den weiteren Diskurs im Umgang mit einer „zweiten Ökonomisierung“ der Natur erscheinen zwei Rahmenbedingungen wichtig.

Erstens sind monetäre Bilanzierungen von Ökosystemdienstleistungen als solche nicht jenseits des utilitaristischen Denkens. Sie bleiben in diesem Denkraum, versuchen diesen aber immerhin konsequent zu erweitern. Dies gelingt, wenn Naturdienstleistungen im Kontext „starker Nachhaltigkeit“ verortet werden: Bei der unter Ökonomen oft als plausibel angesehenen schwachen Nachhaltigkeit sind monetäre Werte für Natur oder Ökosysteme jedoch austauschbar und könnten mithin durch (steigende) ökonomische Gewinne dann ausgeglichen und gegengerechnet werden. Eine Degradierung von Ökosystemen würde in diesem rein utilitaristischen Rahmen im wahrsten Sinne des Wortes weiterhin in Kauf genommen. Eine weitere Gefahr besteht darin, dass *Preise* (nicht nur Werte und Bewertungen) für Naturgüter und -dienstleistungen ermittelt werden, da diese einen potenziellen Einstieg in die Kommerzialisierung von Natur darstellen (vgl. auch UNMÜBIG 2014), mit geradezu widersinnigen Ergebnissen, wie im Fall des Marktwertes von Elfenbein. Insofern ist es wichtig, die normativen Voraussetzungen und die Folgen der Bewertung von Naturkapital zu analysieren und mitzudenken. Für den angrenzenden Bereich der Biodiversität ist dies ausführlich im Rahmen einer Studie des Büros für Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages vorgenommen worden (siehe TAB 2014).

Im Ergebnis sollten monetäre Bewertungsverfahren und ökonomische Inwertsetzungen von Ökosystemdienstleistungen, insbesondere wenn diese von realen finanziellen Zahlungsströmen begleitet werden, mit geeigneten umweltpolitischen sowie rechtlichen Rahmenbedingungen verknüpft werden, um Fehlsteuerungen zu vermeiden.

Zweitens sollten pluralistische, nicht rein monetäre Bewertungen von Naturkapital eine gleichrangige Rolle bei Entscheidungsprozessen spielen können. Der intrinsische Wert, insbesondere kulturelle und räumliche Faktoren, wie sie auch das Bundesnaturschutzgesetz in § 1 fordert, partizipative Bewertungsverfahren mit Hilfe unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppierungen und das umweltpolitische Vorsorgeprinzip sollten als parallele Bewertungskriterien für die Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen ebenfalls Beachtung finden.

Literatur

- ALTVATER, E. & M. GEIGER (2010): Teilbericht 2: Weltwirtschaftliche Kausal- und Trendanalyse. Der Wandel des Energieregimes und die weltwirtschaftliche Entwicklung. Studie „Save our Surface“ im Auftrag des Österreichischen Klima- und Energiefonds. Klagenfurt.
- ANDERS, G. (1981): Die Antiquiertheit des Menschen. Zweiter Band – Über die Zerstörung des Lebens im Zeitalter der dritten industriellen Revolution. München.
- European Commission (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 2nd Report. Brussels.
- GOEBEL, A. (2013): An südlichen Gestaden. Berlin.
- JACKSON, T. (2011): Wohlstand ohne Wachstum. München.

- KPMG (2012): Expect the Unexpected. Building business value in a changing world. URL: http://www.kpmg.com/dutchcaribbean/en/Documents/KPMG%20Expect_the_Unexpected_ExtctveSmmry_FINAL_WebAccessible.pdf
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC.
- PEARCE, D. W., A. MARKANDYA & E. BARBIER (1989): Blueprint for a green economy. London.
- Natural Capital Committee (2014): Towards a framework for Defining and Measuring Changes in Natural Capital. URL: <http://nebula.wsimg.com/efc0de70bf88dea33ef3fe26747f7b76?AccessKeyId=68F83A8E994328D64D3D&disposition=0&alloworigin=1>
- Natural Capital Committee (2015): The State of Natural Capital. Protecting and Improving Natural Capital for Prosperity and Wellbeing. Third report to the Economic Affairs Committee. URL: <https://www.cbd.int/financial/values/uk-stateof-naturalcapital.pdf>
- STERN, N. (2007): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge.
- STIGLITZ, J. E., A. SEN & J.-P. FITOUSSI (2009): Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Retrieved from http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/gdp_and_beyond/documents/Stiglitz_Sen_Fitoussi_report_14092009.pdf
- TAB - Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag (2014): Inwertsetzung von Biodiversität. Autoren: Kehl, Chr. (unter Mitarbeit von Sauter, A.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 161. Berlin.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. (Prepared by Sukhdev, P.; Wittmer, H.; Schröter-Schlaack, Chr.; Nesshöver, C.; Bishop, J.; ten Brink, P.; Gundimeda, H.; Kumar, P. and Simmons, B.)
- TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Hrsg. von Hartje, V.; Wüstemann, H. & Bonn, A., Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig.
- United Nations (2014): The System of Environmental-Economic Accounting – Experimental Ecosystem Accounting. Briefing Note. URL: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/workshops/int_seminar/note.pdf
- UNMÜBIG, B. (2014): Vom Wert der Natur: Sinn und Unsinn einer Neuen Ökonomie der Natur.
- WEBER, J.-L. (2014): Ecosystem Natural Capital Accounts: A Quick Start Package. Montreal, Technical Series No. 77, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. URL: <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-77-en.pdf>
- World Bank. (2011): The changing wealth of nations: Measuring sustainable development in the new millennium. The International Bank for Reconstruction and Development. The World Bank.
- ZIESCHANK, R. & H. DIEFENBACHER (2010): Jenseits des BIP: Der 'Nationale Wohlfahrtsindex' als ergänzendes Informationsinstrument. In: Wirtschaftspolitische Blätter, 57. Jg. H4/2010, S. 481-493 (Verlag Manz & Wirtschaftskammer Österreich).



Kontakt:

Roland Zieschank

Freie Universität Berlin
Otto-Suhr-Institut für Politikwissenschaft
Forschungszentrum für Umweltpolitik
Innstraße 22
14195 Berlin
Tel.: 030/ 838 522 53
Fax: 030/ 838 566 85
E-Mail: zieschan@zedat.fu-berlin.de

1980-1981

Umweltbundesamt Berlin

1981-1985

Freiberuflicher Berater: Erstellung von Studien, Gutachten und Forschungsprogrammen sowie Forschungsprojekten

1986-1990

Wissenschaftszentrum Berlin

seit 1990

Projektleiter am Forschungszentrum für Umweltpolitik (FFU) der Freien Universität Berlin

Projekte (Auswahl)

2010-2015

Entwicklung des Nationalen Wohlfahrtsindex (NWI) für Deutschland und von ökologisch tragfähigen Wohlfahrtskonzepten

2012-2015

Entwicklung eines Messsystems für Green Economy im Kontext nachhaltiger Wohlfahrt

2012-2015

Entwicklung eines Horizon Scanning Systems im Umweltbereich

Ökosystemleistungen und Wasserrahmenrichtlinie

Stephan von Keitz

Dass Natur einen Wert hat, ist seit den 80er-Jahren gesellschaftlich unstrittig. Leistungen wie sauberes Wasser oder Erholungsfunktionen werden wie selbstverständlich in Anspruch genommen. Der Ansatz „Ökosystemleistungen“ definiert sich selbst als „In-Wert-Setzung“ der Natur. Nach der Definition der Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), basierend auf dem System of Environmental Economic Accounting (SEEA), sind z. B. Wasserkraft und Schifffahrt keine Bestandteile der Ökosystemleistungen. In der Logik der WRRL sind sie als Belastungen (pressures) eingestuft, die den guten Zustand gefährden, hauptsächlich aufgrund ihrer Auswirkungen auf die Gewässerstrukturen. In vielen Darstellungen über Ökosystemleistungen tauchen Wasserkraft und Schifffahrt jedoch auf.

Unstrittig ist, dass Wasser eine der wertvollsten Ressourcen darstellt, die nicht nur für das Leben und die Gesundheit, sondern auch für das Wachstum zahlreicher Wirtschaftszweige wie z. B. Landwirtschaft, Transport und Energieerzeugung unverzichtbar ist. Diese Ressource wird bereits seit Jahrhunderten intensiv genutzt. In den letzten Jahrzehnten hat sich die Entwicklung noch einmal dramatisch beschleunigt. Weltweit werden bereits über 40 % der erneuerbaren, zugänglichen Wasserressourcen genutzt, insbesondere für Landwirtschaft, Industrie und private Haushalte. Hier drängt sich die Frage der Nachhaltigkeit regelrecht auf. Gefährden wir die bestehende oder zukünftige Funktionalität der Gewässer und der Ressource Wasser?

Seit den 70er-Jahren des letzten Jahrhunderts ist in Deutschland klar geworden, dass das Naturkapital Wasser nicht unbegrenzt der menschlichen Nutzung zur Verfügung steht. 2005 hat Klaus Töpfer, der damalige Leiter des UN-Umweltsekretariats es so formuliert: „Wir haben viel zu lange die Meinung vertreten, es gebe nur zwei Kapitalbereiche für Entwicklung: das Finanz- und das Humankapital. Wir haben uns über lange Zeit hinweg der Illusion hingegeben, dass es so etwas wie das Naturkapital nicht gibt. Dass man die Umwelt, das Umweltkapital zum Nulltarif nutzen kann und man in diesen Kapitalstock nicht reinvestieren muss.“ In ihrem Memorandum „Ökonomie für den Naturschutz“ haben eine Reihe von Umweltökonominnen und Naturwissenschaftler aus dieser Erkenntnis 2009 folgende Schlussfolgerung gezogen: „Ökonomisch gesehen ist Natur ein Vermögen, das es zu erhalten gilt. Wir müssen von den Zinsen leben und dürfen es nicht verbrauchen.“

Der Verlust an Biodiversität vollzieht sich im aquatischen Bereich noch stärker als z. B. im terrestrischen. Fische, Krebse und Weichtiere werden durch Abwasser kontaminiert, durch Gewässerverbau ihrer Lebensräume beraubt oder von Kontinent zu Kontinent verschleppt. Nach der Bestandsaufnahme der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) befinden sich rd. 90 % aller Oberflächengewässer in Deutschland unterhalb des gesetzten Ziels eines „guten Zustands“. Diese Zahlen verdeutlichen, dass die Erwartungen an die Wasserrahmenrichtlinie

den tatsächlichen Ergebnissen (noch) nicht gerecht werden. Selbst nach dem 3. Bewirtschaftungszyklus könnten mehr als 50 % der Fließgewässer den guten Zustand verfehlen.

Vielleicht ermöglicht eine ökonomische Betrachtung, die Anstrengungen, Verhaltensänderungen und Kosten, die mit der Wiederherstellung eines guten Gewässerzustandes verbunden sind, besser zu legitimieren. Naheliegender wäre es, wenn die Bevölkerung nachvollziehen könnte, dass sich die Investitionen für sie „rechnen“. Und muss die Umweltverwaltung ihre Ziele nicht vielleicht in einen größeren Kontext stellen, z. B. um kulturelle Leistungen, wirtschaftliches Wachstum, soziale Gleichstellung oder Erholungsfunktionen in dem Ziel des „guten Zustandes“ stärker zu würdigen?

Dabei sind die Leistungen der Natur enorm: Nach den Ergebnissen der TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010), die weltweit für über 700 Einzelprojekte den Wert der biologischen Vielfalt abgeschätzt hat, stehen der hohen Wertschöpfung vergleichsweise geringe Aufwendungen für deren Erhalt gegenüber. So haben Berechnungen im Auftrag des BfN ergeben, dass die Flussauen Deutschlands Schad- und Nährstoffe in großem Stil zurückhalten. Neben dem wirtschaftlichen Nutzen sind ferner auch die Kosten des Biodiversitätsverlustes zu quantifizieren.

Andererseits sind Wertminderungen zu berücksichtigen, die Zielkonflikte, sogenannte trade-offs, widerspiegeln. So steigert einerseits der Anbau nachwachsender Rohstoffe die bioenergetische Nutzung und somit die Wertschöpfung durch die Landwirtschaft. Die damit verbundenen nachteiligen Effekte wie Nähr- und Schadstoffeinträge schmälern in Gewässern das Naturkapital. Ziel der TEEB-Studie ist es, den ökonomischen Wert der Leistungen der Natur einzuschätzen, die wirtschaftlichen Auswirkungen der Schädigung von Ökosystemen zu erfassen und ausgehend davon die Kosten des Nicht-Handelns zu verdeutlichen.

Viele der den Ökosystemleistungen naturnaher Fließgewässer zugrunde liegenden Prozesse und Funktionen sind bisher nicht ausreichend in ihrer Bedeutung für Mensch und Umwelt erforscht, etwa die des Wasserhaushalts bei der Klimaerwärmung, die pharmakologische Wirkung aquatischer Tier- und Pflanzenarten oder die Selbstreinigungsleistung von Flüssen in Folge von Renaturierungen. Ökonomische Instrumente könnten also mit beitragen zu verdeutlichen, dass sich ein „guter Gewässerzustand“ langfristig auch unter ökonomischen Gesichtspunkten „rechnet“ und so zu einer Versachlichung der Diskussion bestehender oder intendierter Nutzungen führen. Häufig stehen Behörden vor dem Dilemma, Nutzungen einzuschränken oder gar zu versagen, um dem Ziel eines „guten Zustandes“ wenigstens einen kleinen Schritt näher zu kommen. Würden dabei nicht nur die gesellschaftlichen Vorteile, beispielsweise aus der Wasserkraftnutzung oder Schifffahrt, sondern auch ihre Nachteile beziffert, könnte dies zu mehr Transparenz führen.

Trotz aller Vorteile einer Berücksichtigung von Ökosystemleistungen sollte nicht vergessen werden, dass Gewässer weit mehr als nur Transportweg, Kläranlage oder Hochwasserrückhalt sind. Sie bieten Menschen Raum für Erholung und Inspiration. Diese Leistungen kann man nicht mit Geld kaufen. Und sollte Natur nicht auch etwas um seiner selbst willen Erhaltenswertes sein, gleichgültig, ob dies aus dem Beweggrund geschieht, die Schöpfung zu bewahren oder einfach aus dem Gedanken, dass die Spezies Mensch nicht das Recht hat, die Lebensräume anderer Arten zu zerstören? Eine rein anthropozentrische Sicht läuft Gefahr, die Betrachtung von vornherein auf die Frage zu reduzieren, welchen Nutzen wir aus Ökosystemen ziehen können.

Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (2012a): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. BfN-Skript 318
- Bundesamt für Naturschutz (2012b): Ökosystemfunktion von Flussauen. Schriftenreihe Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 124
- HAMPICKE et al. (2009): Memorandum “Ökonomie für den Naturschutz - Economics for the nature conservation, Greifswald, Leipzig, Bonn, August 2009
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)
- EU (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. COM 244 (2011)
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Umwelt und Gesellschaft – eine Einführung. München, ifuplan; Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ; Bonn, Bundesamt für Naturschutz
- PENNEKAMP, J. (2013) in Frankfurter Allgemeine Sonntagszeitung Nr. 15 vom 14. April 2013
- TILCH, S. (2013): Die Nieren der Natur – Flussauen reinigen unser Wasser erstaunlich effektiv – wenn wir sie lassen Netzwerkforum zur Biodiversitätsforschung in Deutschland
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. (Prepared by Sukhdev, P.; Wittmer, H.; Schröter-Schlaack, Chr.; Nesshöver, C.; Bishop, J.; ten Brink, P.; Gundimeda, H.; Kumar, P. and Simmons, B.)
- DWA-LV Bayern: Rundbrief (2013): Der Wert von Natur und Landschaft



Kontakt:

Dr. Stephan von Keitz

Hessisches Ministerium für Umwelt,
Energie, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz

Mainzer Straße 80

65189 Wiesbaden

Tel. 0611/ 815 1340

E-Mail:

Stephan.vonKeitz@umwelt.hessen.de

Studium der Biologie

seit 1991

im Hessischen Umweltministerium in den Bereichen Gewässerschutz, Europäische Wasserpolitik und Wasserressourcenmanagement tätig

Als Projektleiter war er für mehrere Jahre in Ungarn und Kroatien an der Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie in den EU-Beitrittsländern beteiligt.

seit 2006

stellvertretender Leiter der Abteilung "Wasser und Boden" im Hessischen Umweltministerium

Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökologischer Sicht

Mathias Scholz, Hans Dieter Kasperidus, Christiane Schulz-Zunkel, Wand Born, Dietmar Mehl und Thomas Ehlert

1 Einleitung

Die Zielkonflikte zwischen dem Erhalt der Biodiversität in Gewässern und Auen und der wirtschaftlichen Nutzung und intensiven Inanspruchnahme der Güter und Dienstleistungen dieser Ökosysteme durch den Menschen sind ein weltweit zu beobachtendes Phänomen (MA 2005, DUDGEON et al. 2006). So bieten die Auenlandschaften der Flüsse und Ströme dem Menschen eine bemerkenswerte Vielfalt und Fülle von natürlichen Funktionen und Dienstleistungen, die in dieser Art und Weise von keinem anderen Ökosystem geleistet werden (z. B. CONSTANZA et al. 1997, ANTROBUS & LAW 2005, TURNER et al. 2008, MALTBY et al. 2009). Diese Ökosystemfunktionen in Auen sind als besondere Leistungen der Natur innerhalb des Naturschutzes und der Wissenschaft bereits weitreichend erkannt. So können Auen, die dem natürlichen Wechsel von Trockenfallen und Überflutung unterliegen, ihre Funktion als Räume zur Hochwasserrückhaltung, als Grundwasserreservoir, als Filter für Sedimente und gelöste Nähr- bzw. Schadstoffe, als lebendige Kohlenstoffspeicher, als Erholungsraum und als natürliche Lebensräume für hoch spezialisierte Pflanzen- und Tierarten besser erfüllen als Auenbereiche, die vom Hochwasserregime abgeschnitten sind. Der gesellschaftliche Mehrfachnutzen der Auen kann deshalb dauerhaft nur dann erbracht werden, wenn die Funktionsfähigkeit im Naturhaushalt langfristig erhalten wird.

Die vielfältige Nutzung von Flüssen und ihren Auen durch den Menschen hat zu erheblichen Beeinträchtigungen geführt. So stehen an den großen Flüssen und Strömen in Deutschland heute nur noch ca. 30 % der ursprünglichen Überschwemmungsflächen zur Verfügung (BRUNOTTE et al. 2009). Dieser Verlust an Retentionsraum, der oftmals aus Gründen des lokalen Hochwasserschutzes erfolgte, hatte häufig unbeabsichtigte Nebeneffekte, wie z. B. die Verschlechterung des überregionalen Hochwasserschutzes sowie den Verlust anderer wertvoller Ökosystemleistungen. Dennoch sind die noch verbliebenen naturnahen Flüsse und Flussauen nationale „Hot spots“ der Artenvielfalt, die es zu schützen und zu entwickeln gilt.

2 Methoden

Der Beitrag baut im Wesentlichen auf Ergebnissen eines Forschungsvorhabens, gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN), zur Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen auf (SCHOLZ et al. 2012a). Dem Vorhaben standen Datengrundlagen und Ergebnisse von zwei durch das Bundesamt für Naturschutz geförderten Vorgängerprojekten zur Verfügung: „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete“ und „Zustandsbewertung der Fluss- und Stromauen in Deutschland“ (BMU & BfN 2009, BRUNOTTE et al. 2009). Die Bearbeitungskulisse umfasst die Auen von Flüssen mit einem Einzugsgebiet ab 1.000 km² und schließt die Mündungsbereiche im Tideeinfluss aus. Die betrachtete Fläche hat einen Flächenanteil von rund 15.000 km² an 79 Flüssen (Altaue, rezente Aue und Fluss).

Für die einzelnen Auenfunktionen wurden Methoden entwickelt, die eine überregionale Einschätzung der Hochwasserretention, des Nährstoffrückhaltes, des Kohlenstoffvorrates, der Treibhausgasemissionen und den Beitrag der Flussauen zum Erhalt der biologischen Vielfalt ermöglichen. Die Analyse und Auswertung erfolgte für 1-km-Auensegmente (vgl. BRUNOTTE et al. 2009) und auf Grundlage bundesweiter und flächendeckender Datensätze. Für die Berechnung der Auenfunktionen wurden verschiedene, in Geografischen Informationssystemen (GIS) vorliegende Merkmale miteinander verknüpft (Abb. 1).

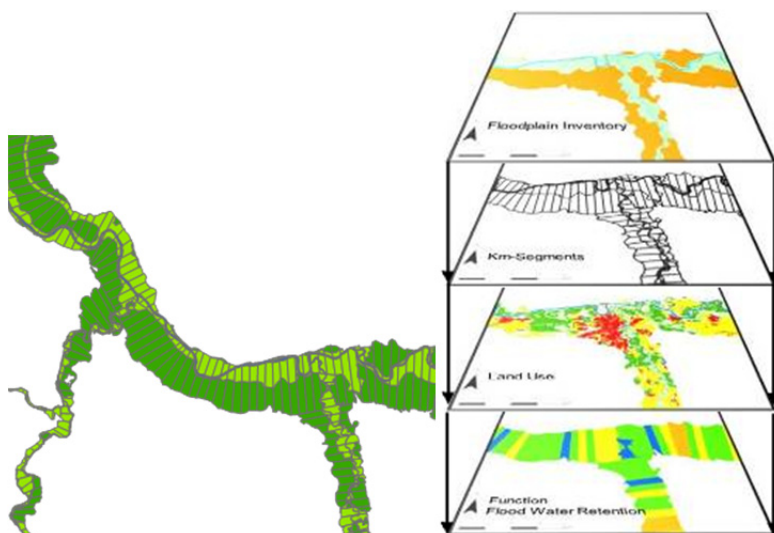


Abb. 1: Schematische Darstellung der Auensegmente mit unterschiedlichen „Layern“, deren Informationen bei der Algorithmenbildung zur Ableitung der Ökosystemfunktionen kombiniert werden (Grafik: UFZ)

Wesentliche Auenprozesse lassen sich nur mit hoch auflösenden Daten darstellen. So ist die für Auen typische Vielfalt von der Geländetopografie, den Überschwemmungshäufigkeiten, Grundwasserflurabständen, Bodenformen und Landnutzungen abhängig, die den kleinräumigen Wechsel unterschiedlicher Standorte und Lebensräume bestimmen. Detaillierte Informationen sind für eine deutschlandweite Bearbeitungskulisse nicht verfügbar. Aufgrund der verfügbaren Eingangsdaten mussten zahlreiche, bei solchen Skalenebenen übliche, Verallgemeinerungen und Aggregierungsschritte vorgenommen werden. Werden die Flächen im Detail mit räumlich hoch auflösenden Daten betrachtet, so ist mit einer starken Streuung der Ergebnisse zu rechnen. Diese Diskrepanz muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtig

sichtigt werden. In einigen Gebieten wurden die bundesweiten Abschätzungen durch Literaturstudien oder Fallstudien auf ihre Plausibilität überprüft. Die Ergebnisse stellen somit die generelle Situation dar, die eine bundesweite Potenzialabschätzung ermöglicht. Sie sind Grundlage für programmatische und strategische Entscheidungen auf Bundes- und Landesebene. Für detaillierte Beurteilungen und planerische Aussagen müssen ergänzende Informationen herangezogen werden.

3 Ergebnisse

3.1 Biologische Vielfalt und Habitatfunktion

Deutschlandweit hat der Verlust an auentypischen Lebensräumen und Arten dramatische Ausmaße angenommen (ELLWANGER et al. 2012), was als eine Folge des Verlustes an Überschwemmungsflächen sowie von intensiven Landnutzungen und Eingriffen in die Hydromorphologie der Fließgewässer zu betrachten ist. Nur 11 % der rezenten Flussauen besitzen eine geringe bis sehr geringe Nutzungsintensität, aber über die Hälfte werden intensiv bis sehr intensiv genutzt. Zahlreiche Flüsse und Auen werden durch Querbauwerke gestaut und sind hinsichtlich ihrer Habitatfunktion eingeschränkt. Dennoch besitzen die verbliebenen rezenten Auen für die Biodiversität in Deutschland einen hohen Wert mit einer Vielzahl an bundesweit geschützten Arten und Lebensräumen (SCHOLZ et al. 2012c). So weisen Hartholz-Auenwälder eine doppelt so hohe Brutvogeldichte wie Wirtschaftswälder auf und eine zehnmal höhere Siedlungsdichte wie Grün- und Ackerland. Insgesamt sind etwa 50 % der rezenten Flussauen in Deutschland Teil des Natura-2000-Netzes, 75 % aller 1-km-Auensegmente haben Anteil am europäischen Schutzgebietssystem. Entlang von Bundeswasserstraßen kann dieser Anteil erheblich höher sein, und wie bei Elbe, Oder oder Peene weit bis zu 80 % und mehr betragen (SCHOLZ et al. 2012c, BRUNOTTE et al. 2019).

Die Verbreitung und der Erhaltungszustand wichtiger auentypischer Lebensraumtypen in FFH-Gebieten innerhalb der Flussauen wird in bundesweiten Datenbanken dokumentiert (SCHOLZ et al. 2012c). Der Flächenanteil aller betrachteten FFH-Lebensraumtypen (LRT) in Flussauen summiert sich auf 132.400 ha, was 9 % der morphologischen Auen entspricht. Den größten Flächenanteil besitzen magere Flachland-Mähwiesen (LRT 6510), Erlen-Eschen-Auenwälder und Weiden-Auenwälder (LRT 91E0), natürlich eutrophe Seen mit Verlandungsvegetation (LRT 3150) und Hartholz-Auenwälder (LRT 91F0). Kartografische Darstellungen über das Vorkommen und den Erhaltungszustand auentypischer Lebensraumtypen an Bundeswasserstraßen sind MEHL et al. (2014) zu entnehmen.

Aus der Verknüpfung von bundesweit vorliegenden Merkmalen zum Flächenanteil an Natura-2000-Gebieten sowie Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen, zur Landnutzungsintensität und zu Rückstaubereichen wurde die sogenannte Habitatfunktion ermittelt (SCHOLZ et al. 2012c). Sie stellt eine Maßzahl für eine auentypische Arten- und Lebensraumvielfalt der Kultur- als auch Naturlandschaft dar. Der zusammenfassende Überblick ergab, dass deutschlandweit 4 % der noch verbliebenen Überschwemmungsauen eine sehr hohe Bedeutung für auentypische Arten- und Lebensräume aufweisen. 27 % der rezenten Flussauen erreichten eine hohe und 22 % eine mittlere Bedeutung. Für 47 % der rezenten Flussauen konnte derzeit eine geringe bzw. sehr geringe Bedeutung als Lebensraum auentypischer Biozönosen fest-

gestellt werden. Sehr gut und gut bewertete Bereiche sind in allen Einzugsgebieten anzutreffen, insbesondere an frei fließenden Flussabschnitten mit noch breiten rezenten Auen. Allerdings sind diese häufig stark fragmentiert, so dass insgesamt ein großer Bedarf für Maßnahmen des Biotopverbundes und für eine naturnahe Entwicklung von Flussauen besteht.

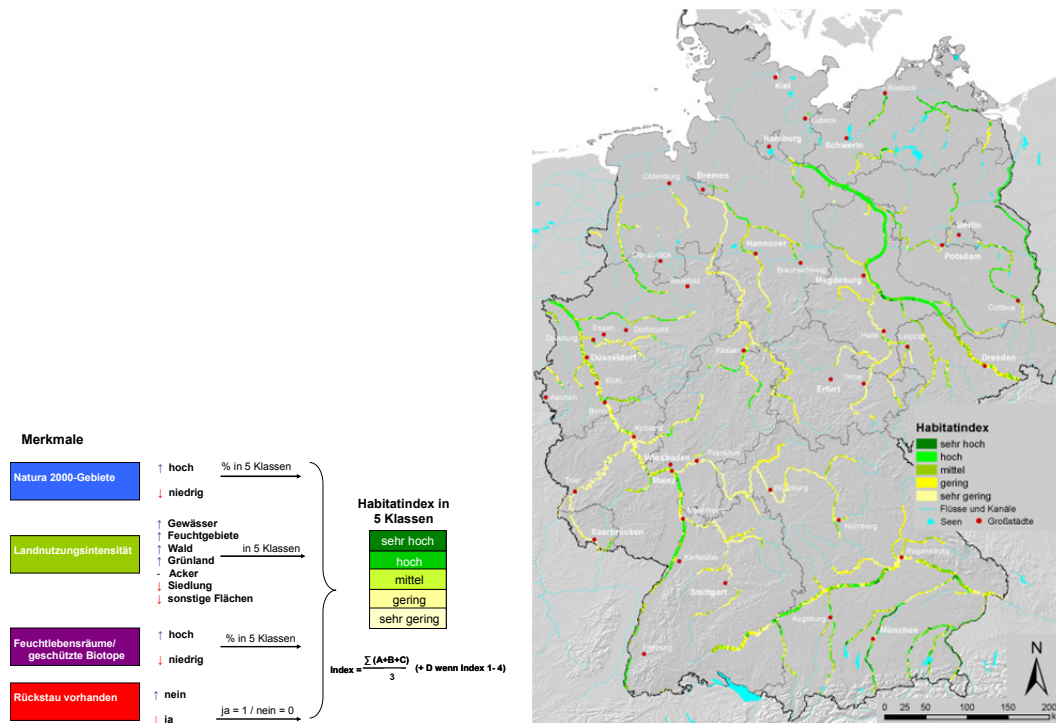


Abb. 2: Berechnungsvorschrift zur Ermittlung des Habitatindex und Übersichtskarte zum Habitatindex der rezenten Flussauen (Quelle: SCHOLZ et al. 2012c).

3.2 Hochwasserretention

Die Hochwasserretention der verbliebenen rezenten Auen ist im Hochwasserfall die wichtigste Funktion für die entlang von Flüssen lebenden Menschen. Die Bestandserfassung der Flussauen hat eindrücklich vor Augen geführt, dass nur noch ein Drittel aller Auenflächen überflutet werden können und diese Hochwasserschutzfunktion erfüllen. Allerdings stoßen die Hochwasserschutzsysteme und die verbliebenen Retentionsräume bei extremen Abflüssen immer wieder auch an ihre Grenzen, wie die großen Hochwasserereignisse an Rhein, Oder, Donau und Elbe in den letzten 20 Jahren gezeigt haben.

Um eine Aussage zur Hochwasserretention für die Flussauen zu erhalten, wurde ein qualitatives Schätzverfahren angewandt (MEHL et al. 2012a), das den Grad des anthropogenen Retentionsverlustes ermittelt. Die deutschlandweite Analyse des **Auenretentionsverlustes** ergab, dass 9 % der Flächen einen sehr geringen Verlust der Auenretention aufweisen, 21 % einen geringen und 27 % einen deutlichen Verlust. Für 29 % der rezenten Flussauen wurde ein hoher und für 14 % ein sehr hoher Verlust festgestellt (MEHL et al. 2012a, s. Abb. 3). Somit weisen 70 % der Flussauen nur noch eine deutlich eingeschränkte bis keine Retentionsleistung im Hochwasserfall auf. Gleichzeitig liegen in den durch Deiche geschützten Altauen der betrachteten Flüsse geschätzte Vermögenswerte von 267 Mrd. €. Dieser Wert ist in der rezenten Aue mit 35 Mrd. € vergleichsweise gering. Insgesamt liegen Vermögenswerte in

Höhe von 302 Mrd. € in den betrachteten deutschen Flussauen (BORN et al. 2012). Allein für den Rhein wurden Vermögenswerte von 75 Mrd. € ermittelt. Bei einem extremen Hochwasser ($>HQ_{100}$ bzw. HQ_{500}) besteht nach Berechnungen der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins das Risiko von Sachschäden in einer Höhe von 34 Mrd. € (IKSR 2001). Insbesondere der Verlust weitläufiger Überschwemmungsflächen, der an den großen Strömen in Deutschland um 75 bis 90 % liegt, zeigt die Notwendigkeit der Wiederherstellung von Retentionsflächen beispielsweise durch Rückdeichungen auf (MEHL et al. 2012a).

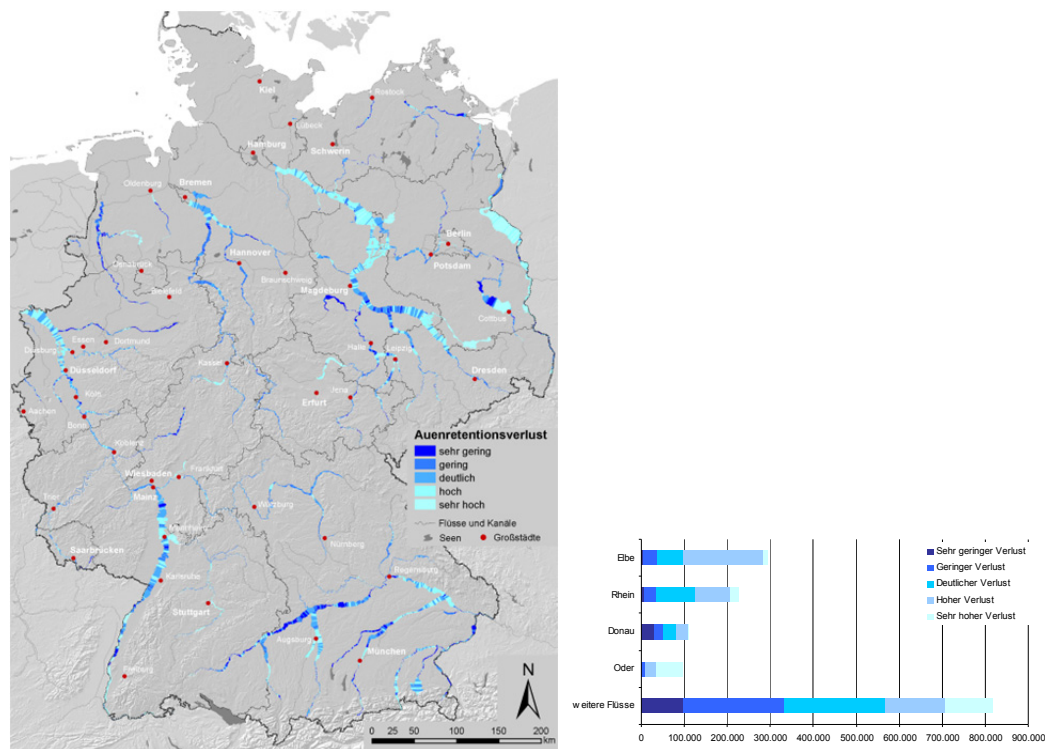


Abb. 3: Übersicht zum Auenretentionsverlust an den Strömen Rhein, Donau, Elbe und Oder und 75 Flüssen in Deutschland bezogen auf die morphologische Aue (Quelle MEHL et al. 2012a).

3.3 Nährstoffretention

Die Retention und Akkumulation von Sedimenten und Nährstoffen aus den Fließgewässern ist eine wichtige Ökosystemfunktion in Auen für die Regulation der Biomasseproduktion und nicht zuletzt für die Verbesserung der Wasserqualität der Flüsse (im Sinne der WRRL) sowie für den Schutz der Meeresumwelt (CRAFT & CASEY 2000, JOHNSTON 1991, PINAY et al. 1994, NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Wesentliche ökosystemare Prozesse, auf denen der Nährstoffrückhalt in Auen basiert, sind im Stickstoffkreislauf die Denitrifikation und im Phosphorhaushalt die Sedimentation. Beide Prozesse hängen maßgeblich von den hydrologischen Verhältnissen der untersuchten Standorte ab, die sich allerdings auf einer bundesweiten Skalenebene nur sehr vereinfacht darstellen lassen. Aufbauend auf einer Herangehensweise von GÄTH et al. (1999), verändert nach HÖPER (2005), wurden für Bodentypen nach der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) sowie für Gewässer Denitrifikationsraten zugeordnet und somit der Stickstoffrückhalt in Auen ermittelt (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). Der Phosphorrückhalt wurde über Sedimentationsraten abgeleitet, die auf Rauigkeitsbeiwerten und aus der Literatur

abgeleiteten Faustzahlen basieren. Insgesamt weisen die 79 Flussauen ein Gesamtpotenzial für den Stickstoffrückhalt von bis zu 42.000 t N a⁻¹ in der rezenten Aue auf. Der durchschnittliche Stickstoffrückhalt im Fluss-Auen-Ökosystem beträgt bis zu 14 % der jährlich in den Flüssen transportierten Stickstofffracht, wobei davon ca. 5 % auf die Reinigungsleistung im Fluss selber und weitere ca. 7 % bis 9 % auf die rezente Aue entfallen (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). Die Berechnungen für die Phosphorretention haben unter den aktuellen Ausdehnungen der rezenten Auen und Flächennutzungen einen Rückhalt von 1.200 t P a⁻¹ ergeben, was einem mittleren prozentualen Anteil von ca. 11 % an der jährlich transportierten Fracht in deutschen Flüssen entspricht. Darüber hinaus halten die flussufernahen Bereiche im Mittel nochmals knapp 3 % der Phosphorfracht zurück. Für die Elbe wurde auf Grundlage ereignisbezogener Messwerte eine jährliche P-Retention durch Sedimentation bei Hochwasser von bis zu 48 % der mittleren jährlich transportierten Fracht ermittelt, was die große Bedeutung der Ausuferung von Flüssen für den Phosphorrückhalt unterstreicht (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). Auenböden wirken in Bezug auf den Nährstoffrückhalt als wichtige Stoffsenken in der Landschaft.

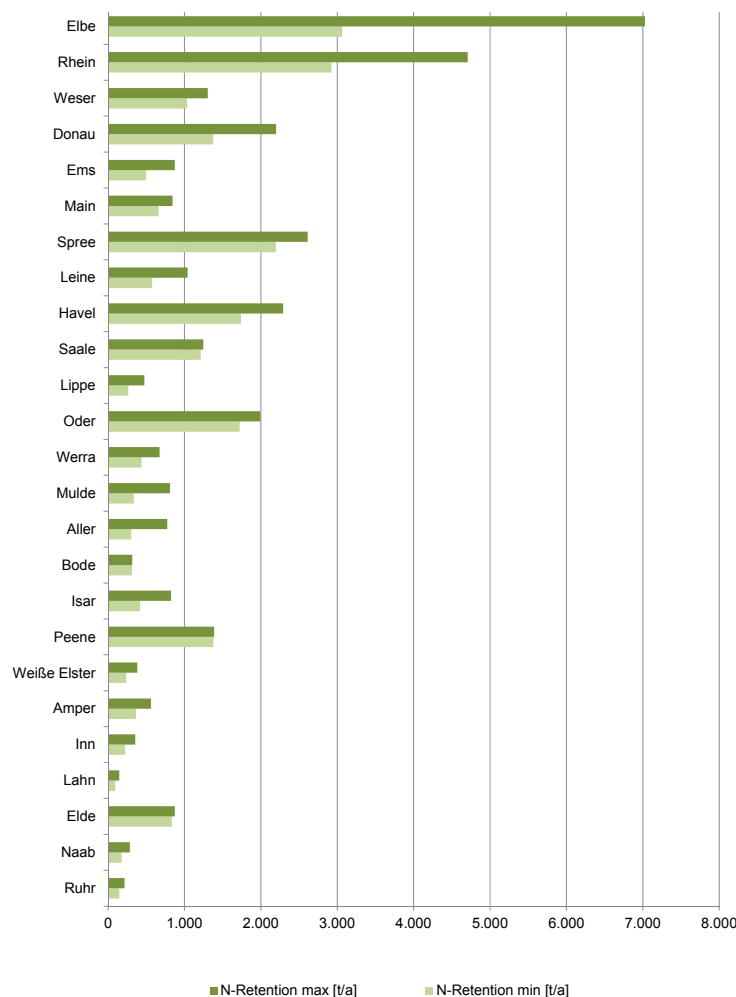


Abb. 4: Stickstoffretentionspotenzial in den 25 flächenmäßig größten Flussauen in [t/a] (Quelle SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012).

Dargestellt ist der Maximalwert (dunkelgrün) und der Minimalwert (hellgrün) der errechneten Spanne des Denitrifikationspotenzials in der rezenten Aue.

3.4 Kohlenstoffvorrat und Treibhausgasemissionen

Vor allem die organischen Moorböden in den Auenlandschaften sind in der Lage, auf natürliche Weise große Mengen an klimarelevanten Treibhausgasen wie Kohlendioxid zu binden. Aufgrund von intensiver Landnutzung und Entwässerungsmaßnahmen haben sie häufig ihre natürliche Funktion als Kohlenstoffsенke verloren und stellen nun weltweit eine bedeutende Quelle für Treibhausgase dar (KAAT & JOOSTEN 2008, SCHÄFER 2009). Dies trifft insbesondere für die Niederungslandschaften Nord-Ost-Deutschlands mit überwiegend Moorböden zu. Auch mineralische Auenböden, die den weitaus größten Anteil der Böden der rezenten Flussauen in Deutschland ausmachen, weisen im Vergleich zur umgebenden Landschaft hohe Kohlenstoffvorräte auf. In Verbindung mit dem in der oberirdischen Biomasse gebundenen Kohlenstoff von Auenwäldern werden Werte erreicht, die weit über denen anderer Waldökosysteme liegen (SCHOLZ et al. 2012b).

3.4.1 Kohlenstoffvorrat

Der errechnete Kohlenstoffvorrat der Böden der rezenten Flussauen ergibt insgesamt 157 Mio. t Kohlenstoff (entspricht 549 Mio. CO₂e (e = Äquivalent), wobei den organischen Böden der Hoch- und Niedermoore aufgrund des hohen organischen Anteils der größte Anteil mit 70 % (109 Mio. t C) zukommt. Für die mineralischen Auenböden und Gleye wurden 41 Mio. t C (entspricht 26 %) errechnet. Für Auenwälder in den rezenten Flussauen auf Auenböden/Gleye wurde ein Gesamtvorrat von 8,6 Mio. t C an oberirdischem Kohlenstoff berechnet. Verrechnet mit dem unterirdischen Bodenvorrat (6,8 Mio. t) ergibt sich für Auenwälder somit ein Gesamtvorrat von 15,4 Mio. t C (entspricht 56,5 Mio. t CO₂e). Aufgrund des erheblichen Einspeicherungspotenzials an Kohlenstoff sollte die Neubegründung von Auenwäldern als Kohlenstoffsенke verstärkt in die Klimadiskussion eingebracht werden (SCHOLZ et al. 2012b).

3.4.2 Emission von Treibhausgasen

Die Berechnung der Treibhausgasemissionen für Moore innerhalb der morphologischen Flussauen erfolgte auf Grundlage der Geologischen Übersichtskarten (GÜK 200). 6,7 % (1.312 km²) der morphologischen Auen werden von organischen Böden (Niedermoor-, Anmoor- und Hochmoorböden) eingenommen (MEHL et al. 2012b). Für diese Fläche wurde eine Freisetzung von 2,53 Mio. t CO₂-Äquivalenten pro Jahr errechnet. Dies entspricht dem CO₂-Ausstoß, den 1.265.750 Autofahrer mit ihrem PKW jährlich erzeugen. Die Flussauen im Einzugsgebiet der Elbe haben mit 52 % den größten Anteil an den Treibhausgasemissionen, gefolgt von den Ostseezuflüssen mit 14 %, Donau mit 13 % und Oder mit 7 %. Mit Ausnahme der Ostseezuflüsse stammt der größte Anteil der Treibhausgasemissionen aus der Altaue (Abb. 5). Die betrachteten Flussauen in den Einzugsgebieten von Rhein (5,5 %), Weser (4 %) und Ems (4 %) spielen eine untergeordnete Rolle.

Durch Renaturierungsmaßnahmen, Wiedervernässungen und angepasste Bewirtschaftung ließe sich folglich eine erhebliche Minderung der CO₂-Emissionen erreichen (BORN et al. 2012). Um die Treibhausgasemissionen in einen monetären Wert umzuwandeln, wurde mit Schadenskosten von 80 bis 120 €/t CO₂ gerechnet (DEHNHARDT et al. 2015), die externe Umweltkosten, wie z. B. von Luftschadstoffen verursachte Gebäudeschäden, beinhaltet. Bezogen auf die Moorböden in Flussauen belaufen sich die Kosten der jährlichen Freisetzung von 2,53 Mio. t CO₂-Äquivalenten auf 200 bis 300 Mio. € pro Jahr bei der Verwendung von Schadenskosten.

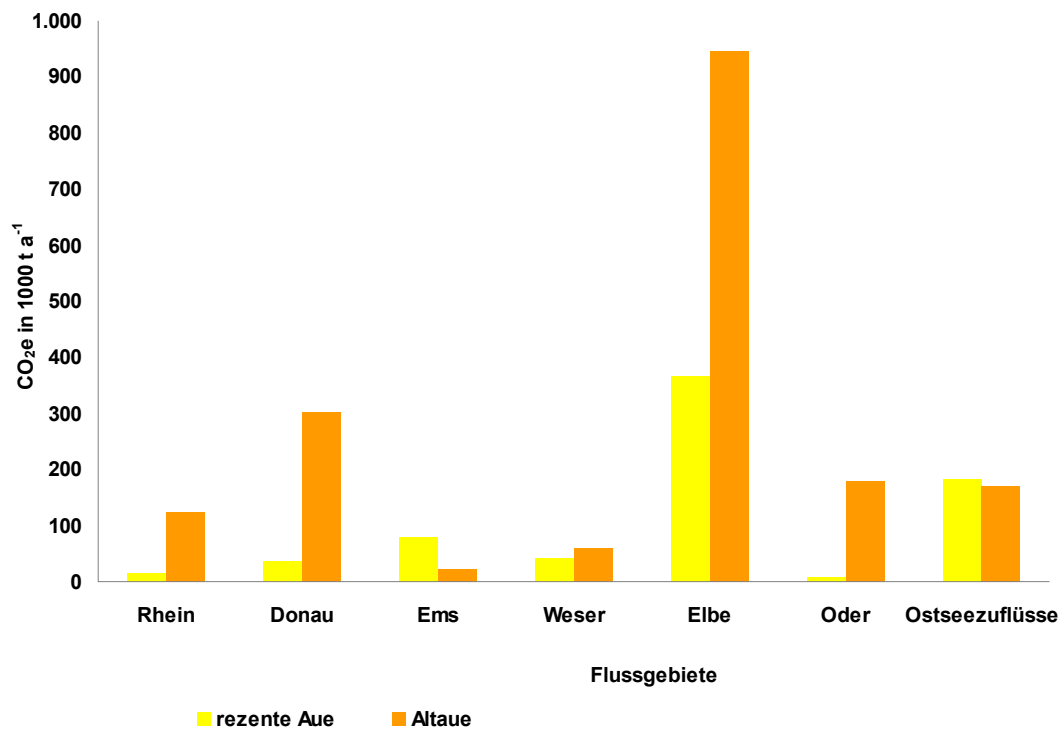


Abb. 5: Treibhausgasemissionen organischer Böden in den rezenten Flussauen und in den Altauen nach Flussgebieten (Quelle: MEHL et al. 2012b)

4 Deichrückverlegung und Szenarien einer künftigen Auenentwicklung

Um die entwickelten Ansätze zur bundesweiten Quantifizierung der vier Auenfunktionen auf ihre Verwendbarkeit in lokalen Skalen zu prüfen, wurden sieben geplante und zwei bereits umgesetzte Deichrückverlegungsmaßnahmen mit insgesamt 2.400 ha an der Mittleren Elbe als Fallstudien ausgewählt (SCHOLZ et al. 2012d). Dabei erfolgten die Analyse- und Bewertungsschritte in diesen Gebieten jeweils mit Bezug auf den Zustand vor und nach der Deichrückverlegung. Bei Maßnahmen, die sich noch im Planungsstadium befinden, wurde eine auenangepasste Landnutzung angenommen. Insgesamt konnte eine deutliche Verbesserung für alle betrachteten Funktionen im Zustand nach der Deichrückverlegung aufgezeigt werden. Dabei spielen insbesondere die Förderung einer auenangepassten Landnutzung sowie die Vergrößerung der Überschwemmungsauen in den betroffenen Elbeabschnitten von gegenwärtig 2.357 ha auf 4.761 ha eine wesentliche Rolle, wodurch sich die Hochwasserretention deutlich verbessert. Durch die Deichrückverlegung erhöht sich der Stickstoffrückhalt in den betrachteten Elbauen um 141 %, der Phosphorrückhalt sogar um 186 %. Insbesondere durch die Förderung von Auenwald können erhebliche Mengen an Kohlenstoff gebunden werden. Die Habitatfunktion verbessert sich ebenfalls und befindet sich nach Umsetzung der Deichrückverlegungen in allen Maßnahmebereichen in der höchsten Bewertungsklasse. Maßgeblich hierfür ist die Wiederherstellung standorttypischer Verhältnisse in den ehemaligen Alt-

auen mit einer direkten Überflutungs- und Grundwasserdynamik und die Umwandlung ehemals intensiv genutzter Flächen (Acker oder Intensivgrünland) in auenangepasste Nutzungen bzw. standorttypische Auenlebensräume (SCHOLZ et al. 2012d).

Mittels einer Szenarienbetrachtung bezogen auf die Gesamtkulisse der 79 Flussauen sollten darüber hinaus mögliche Veränderungen der Auenfunktionen deutlich gemacht werden. Dazu wurden im Szenario „Biologische Vielfalt 2020“ 10 % mehr Überflutungsauen, eine angepasste Landnutzung und eine naturnahe Entwicklung auf 20 % der Moorstandorte angenommen. Diese Zielwerte wurden aus der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesregierung abgeleitet. Der Zugewinn von 46.000 ha neuen Überflutungsauen im Szenario „Biologische Vielfalt 2020“ geht mit einer deutlichen Aufwertung und Neuschaffung von Auenlebensräumen einher. Der Nährstoffrückhalt wird um ca. 20 % für die Stickstoff- und die Phosphorretention gesteigert. Insbesondere die Moorböden in den Flussauen tragen zu einer erheblichen Reduzierung der Treibhausgasemissionen von knapp 850.000 t CO₂-Äquivalenten bei, was einer Verringerung um 34 % im Vergleich zum Ist-Zustand entspricht (SCHOLZ et al. 2012e).

5 Diskussion und Fazit

In der hier im Überblick vorgestellten Studie (SCHOLZ et al. 2012a) wurden die Funktionen und der Wert der Auen mit einem Spektrum an methodischen Herangehensweisen ermittelt und bewertet und aus naturschutzfachlicher, ökologischer und ökonomischer Perspektive diskutiert. Dadurch konnten Ergebnisse zu Ökosystemleistungen von Flussauen generiert werden, wie sie in landschaftsökologischen und ökonomischen Studien in Deutschland bisher nicht vorliegen bzw. aufgrund ihrer aufwändigen Quantifizierung meist nicht ökonomisch bewertet wurden. Insgesamt konnten vier Ökosystemfunktionen quantifiziert und für zwei Funktionen ein ökonomischer Nutzen ermittelt werden – Stickstoff- und Phosphorretention sowie Kohlenstoffsenke. Anschließend wurde untersucht, wie sich diese Auenfunktionen unter den Annahmen und Bedingungen unterschiedlicher Szenarien in ihrer Ausprägung verändert haben bzw. sich verändern würden. Es konnte gezeigt werden, dass sich Auenschutz und -entwicklung nicht nur aus Sicht des Naturschutzes lohnt, sondern deutliche Synergien mit Zielen des Hochwasserschutzes, der Wasserrahmenrichtlinie oder des Klimaschutzes bestehen. Insgesamt unterstreichen die hohen Werte der vier betrachteten Ökosystemleistungen gerade in der rezenten Aue, welchen hohen gesellschaftlichen Nutzen dem immer knapper werdenden Lebensraum Überflutungsaua zukommt.

Mit den Ergebnissen ist eine umfangreiche Grundlage für die Darstellung und Bewertung von Ökosystemleistungen in Flussauen auf einer deutschlandweiten flächenbezogenen Datenbasis geschaffen, die als Ausgangspunkt für weiterführende Entwicklungen und Analysen auf diesem Gebiet insbesondere auch an Bundeswasserstraßen zu verstehen ist.

Insgesamt sind die Ergebnisse als erste Schätzungen zu verstehen. Eine Untersetzung mit höher aufgelösten Eingangsdaten und Fallbeispielen (Prozessstudien) ist notwendig! Beispielsweise sind derzeit quantitative Daten und Studien zur Rolle von Auen als Senken, Quellen oder Transformatoren von Nährstoffen und organischen Substanzen und ihre Wechselwirkungen zur Biodiversität mit Bezugsraum Mitteleuropa immer noch sehr selten. Solche fallbezogenen Studien mit im Gelände erfassten Daten und möglichst aus verschiedenen

Flussgebieten sind aber zur Kalibrierung der hier entwickelten Methoden zur Quantifizierung und Bewertung der Nährstoffretention oder des CO₂-Rückhaltes von Fluss-Auen-Ökosystemen eine wesentliche Grundlage. Da die Nährstoffretention vor allem vom Überflutungsregime abhängt, sind entsprechend genaue räumliche Beschreibungen der hydrologischen Eigenschaften (z. B. Überschwemmungsdauer, Hydraulik oder Bodenwasserhaushalt) für eine Quantifizierung eine weitere Voraussetzung. Einen erweiterten Ansatz zur Abschätzung der Nährstoffretention mit verbesserten hydrologischen Eingangsdaten wird bei HORCHLER et al. (2015, s. S. 69ff.) vorgestellt.

Insgesamt lassen sich aus den gewonnenen Erkenntnissen Empfehlungen für den weiteren Schutz und die Entwicklung der Auen z. B. im Rahmen von Maßnahmenprogrammen des Bundes und der Länder ableiten (z. B. EU-LIFE-Projekte, Blaues Band oder auch im Rahmen der Umsetzung des Nationalen Hochwasserschutzprogrammes). Diese fokussieren aus der Sicht des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft auf eine nachhaltige Entwicklung der Gewässer und Flussauen in Deutschland. Darin inbegriffen ist die Sicherung und Förderung auentypischer Lebensräume und der damit verbundenen Artenvielfalt. Allerdings ist zur konkreten Umsetzung generell eine Untermauerung durch verbesserte Eingangsdaten und durch fallbezogene Studien und Messprogramme auch in Zusammenhang mit Renaturierungsmaßnahmen unabdingbar. Auch sollten weitere Ökosystemleistungen in Auen so aufbereitet werden (beispielsweise die Erholungsleistung), dass sie im Rahmen der Diskussion zu Maßnahmooptionen integriert werden können.

Literatur

- ANTROBUS G. & LAW, M. (2005): Towards an economic valuation of biodiversity: freshwater ecosystems. Economic Society of South Africa Conference, Durban 2005. – URL: http://iwlearn.net/abt_iwlearn/events/ouagadougou/readingfiles/essa-freshwater-valuation.pdf
- BMU & BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. – URL: http://www.bfn.de/0324_auenzustandsbericht.html
- BORN, W., MEYER, V., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H. D., SCHULZ-ZUNKEL, C. & B. HANS-JÜRGENS (2012): Ökonomische Bewertung Ökosystemfunktionen von Flussauen. In: SCHOLZ, M., SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012a): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 147-168.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 87, 244 S.
- CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. – Nature, 387: 253-260.

- CRAFT, C.B. & CASEY, W. P. (2000): Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. – *Wetlands* 20 (2): 323-332.
- DEHNHARDT, A., SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHRÖDER, U., FUCHS, E., EICHHORN, A. & RAST, G. (2015): Die Rolle von Auen und Fließgewässern für den Klimaschutz und die Klimaanpassung In: HARTJE, V., WÜSTEMANN, H. & BONN, A. (Hrsg.): Naturkapital und Klimapolitik : Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 172-181.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A. H., GESSNER, M. O., KAWABATA, Z. I., KNOWLER, D. J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R. J., PRIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY, M. L. J. & SULLIVAN, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biological Reviews* 81: 163-182.
- ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. – *Natur und Landschaft* 87 (4): 150-155.
- GÄTH, S., ANTHONY, F., BECKER, K.-W., GERIES, H., HÖPER, H., KERSEBAUM, C. & NIEDER, R. (1999): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsveränderung von Böden und Bodennutzungssystemen. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 85: 1373-1376; modifiziert von HÖPER, H. (2005), unveröffentlicht.
- HORCHLER, P., SCHOLZ, M. & E. FUCHS (2015): Was würde es kosten, die Sohlerosion am Niederrhein nicht zu bekämpfen? – Versuch einer Bilanzierung der Veränderung der Auenvegetation. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium BfG am 5.-6. Mai 2015 in Koblenz. - Veranstaltungen 3/2015, S. 69-82.
- IKSR – Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (2001): Atlas der Überschwemmungsgefährdung und möglichen Schäden bei Extremhochwasser am Rhein.
- JOHNSTON, C. A. (1991): Sediment and nutrient retention by fresh-water wetlands - Effects on surface-water quality. – *Critical reviews in environmental control*. 21 (5-6): 491-565.
- KAAT, A. & JOOSTEN, H. (2008): Fact book for UNFCCC policies on peat carbon emissions. – Wetlands International, Ede, 26 S.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. – Washington D.C. (Island Press). – URL: <http://www.millenniumassessment.org/en/Products.aspx?>
- MALTBY, E. (Ed.), BAKER, C. J., BARKER, T., DIGBY, U., HOGAN, D. V. E., MCINNES, R. J., BISHOP, K. H., BLACKWALL, M. S. A., CLÉMENT, B., PAPADIMOS, D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., SEFERLIS, M., TELLAM, J., VERHOEVEN, J. T. A. & VERHOEVEN, M. L. (2009): Functional Assessment of Wetlands. Towards evaluation of ecosystem services. Boston (CRC Press), 672 S.
- MEHL, D., STEINHÄUSER, A., KASPERIDUS H. D. & SCHOLZ, M. (2012a): Hochwasserretention. In: SCHOLZ, M., SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 34-47.

- MEHL, D., STEINHÄUSER, A., KASPER, D., KASPERIDUS, H. D. & SCHOLZ, M. (2012b): Treibhausgasemissionen in Flussauen. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 85-101.
- MEHL, D., EBERTS, J., SCHOLZ, M. & KASPERIDUS, H. D. (Text); HOPF, T., OSSENKOPF, M. & PIEPER, B. (Redaktion) (2014): Das Blaue Band. Naturschutz als Chance für die Wasserstraßenreform. – Broschüre. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e. V., www.NABU.de, 48 S.
- NAIMAN, R. J. & DECAMPS, H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian zones. – Annual review of ecology and systematics 28: 621-658.
- PINAY, G., HAYCOCK, N. E., RUFFINONI, C. & HOLMES, R. M. (1994): The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors. – In: MITSCH, W. J. (Eds.): Global wetlands: old world and new. – Amsterdam (Elsevier): 107-117.
- SCHÄFER, A. (2009): Moore und Euros - die vergessenen Millionen. – Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43 (4): 156-160.
- SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012a): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 257 S.
- SCHOLZ, M., CIERJACKS, A., KASPERIDUS, H. D., SCHULZ-ZUNKEL, C., RUPP, H., STEINMANN, A. & F. KRÜGER (2012b): Kohlenstoffvorrat in Flussauen. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012a): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 73-85.
- SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H. D., ILG, C. & K. HENLE (2012c): Habitatfunktion. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012a): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 102-146.
- SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D. & C. SCHULZ-ZUNKEL (2012d): Wirkung von Deichrückverlegungen auf die Auenfunktionen. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 169-183.
- SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., BORN, W. & C. SCHULZ-ZUNKEL (2012e): Szenarien künftiger Auenentwicklung. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 184-197.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., SCHOLZ, M., KASPERIDUS, H. D., KRÜGER, F., NATHO, S. & M. VENOHR (2012): Nährstoffrückhalt. In: SCHOLZ, M., MEHL, D., SCHULZ-ZUNKEL, C., KASPERIDUS, H. D., BORN, W. & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 48-72.
- TURNER, R.K., GEORGIU, S. & FISHER, B. (Eds.) (2008): Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-Functional Wetlands. – London (Earthscan Publications Ltd), 235 S.



Kontakt:

Dipl. Ing. Mathias Scholz

Helmholtz-Zentrum für
Umweltforschung - UFZ

Permoserstr. 15

04318 Leipzig

Tel.: 0341/ 235 1644

Fax: 0341/ 235 1470

E-Mail: mathias.scholz@ufz.de

1988-1995

Studium der Landschaftsplanung an der Universität
Hannover

1994-1998

Landschaftsplanerische und freilandökologische Tätigkeit im Rahmen von Naturschutzfachplanungen, Tourismus und Landwirtschaft
wissenschaftliche Tätigkeit in Verbundprojekten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie

seit 1999

wissenschaftlicher Mitarbeiter im Department Naturschutzforschung am UFZ

Arbeitsschwerpunkte

Auenökologie, Monitoring und Renaturierung (insbes. wissenschaftl. Begleitung der Deichrückverlegung Roßlau oder im BMU-Projekt Lebendige Luppe) als Koordinator und Bearbeiter aktiv

Entwicklung von Bioindikationssystemen in Auen und Veränderungen durch Extremereignisse und Klimawandel auf Auenlebensräume (u. a. RIVA, HABEX, KLIWAS)

Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemfunktionen und ÖSL in nationalen als auch internationalen Projekten (BfN F&E. Ökosystemfunktion in Flussauen in Deutschland).

i.R. des TEEB-DE-Prozesses als Leadautor eingebunden

Koautoren:

Hans Dieter Kasperidus, Dr. Christiane Schulz-Zunkel

Department Naturschutzforschung

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

E-Mail: hans.kasperidus@ufz.de; christiane.schulz@ufz.de

Dr. Wanda Born

born to consult - Büro für Umweltpolitik und Umweltökonomie

Carl-von-Ossietzky-Str. 17, 14471 Potsdam

E-Mail: born@borntoconsult.de

Dr. Dr. Dietmar Mehl

biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Nebelring 15, 18246 Bützow

E-Mail: dietmar.mehl@institut-biota.de

Dr. Thomas Ehlert

Bundesamt für Naturschutz

Fachgebiet II 3.2 Binnengewässer, Auenökosysteme und Wasserhaushalt

Konstantinstr. 110, 53179 Bonn

E-Mail: EhlertT@bfn.de

Herausforderungen der Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen aus ökonomischer Sicht

Alexandra Dehnhardt

1 Einleitung

Fließgewässerökosysteme stellen eine Vielzahl von Gütern und Leistungen zur Verfügung, die mit einem Wert für die Gesellschaft verbunden sind. Zur Systematisierung und Erfassung dieses Beitrags für die gesellschaftliche Wohlfahrt hat sich in den letzten Jahren zunehmend das Konzept der Ökosystemleistungen („ecosystem services“) durchgesetzt. Insbesondere seit dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005), das den Zusammenhang zwischen menschlichem Wohlergehen und der Funktionalität von Ökosystemen hervorgehoben hat, und der internationalen TEEB-Studie (TEEB 2010) wie auch den nationalen Folgeaktivitäten (vgl. Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012) ist die öffentliche und politische Aufmerksamkeit auch für den ökonomischen Wert dieser Leistungen gestiegen. Infolgedessen sind Ansätze zur ökonomischen Bewertung nicht-marktlicher Güter und ihre Anwendung bei der Bewertung von Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen wieder verstärkt Gegenstand zum Teil auch kontroverser Diskussionen geworden. Dabei sind die Grundidee der ökonomischen Bewertung von Umweltgütern ebenso wie die Durchführung umweltökonomischer Bewertungsstudien keineswegs neu, bereits seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts werden verschiedene Bewertungsverfahren angewendet, um den monetären Nutzen von Umweltgütern zu ermitteln. Ziel ist dabei, die volkswirtschaftlichen Effekte (in Form von Kosten und Nutzen) beispielsweise von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern aufzuzeigen und so zu einer Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen für die Abwägung zwischen verschiedenen Handlungsoptionen im politischen Entscheidungsprozess beizutragen (für einen historischen Überblick zur ökonomischen Bewertung vgl. GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2009, PEARCE 2002). Der Beitrag stellt kurz die Grundannahmen und das Wertkonzept der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen vor, erläutert dann die verschiedenen methodischen Ansätze und zeigt schließlich die Herausforderungen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen auf (zur Vertiefung vgl. HANLEY & BARBIER 2009, PEARCE et al. 2006, ATKINSON & MOURATO 2008).

2 Grundannahmen und konzeptioneller Ausgangspunkt

Konzeptioneller Ausgangspunkt ist das fundamentale ökonomische Problem, zwischen verschiedenen Handlungsoptionen so abzuwägen, dass eine *bestmögliche Allokation knapper Ressourcen* erreicht werden kann. Wenn beispielsweise Flussauen entweder für landwirtschaftliche Zwecke oder aber für Naturschutzzwecke als natürliche Überschwemmungsfläche genutzt werden können, ist die Entscheidung für eine Nutzungsmöglichkeit mit Opportunitätskosten, d. h. Kosten eines Nutzungsverzichtes für die andere Alternative verbunden. Diesem Verzicht auf landwirtschaftliche Nutzung (im Falle einer Renaturierung) stehen gleichzeitig aber auch positive Effekte in Form einer verbesserten Wasserqualität, einer Erhöhung der biologischen Vielfalt oder einem höheren Erholungswert gegenüber. Alle positiven und negativen Effekte dieser beiden Handlungsoptionen werden in ökonomische Nutzen und Kosten überführt, um einen vergleichbaren Wertmaßstab – in der Regel Geldeinheiten – zu haben. Eine *Kosten-Nutzen-Analyse* vergleicht diese schließlich und stellt damit Informationen für die Abwägung zwischen den verschiedenen Wahlmöglichkeiten bereit: Eine öffentliche Maßnahme ist dann vorteilhaft (und aus ökonomischer Perspektive effizient), wenn sie zu einer Erhöhung des gesamtgesellschaftlichen Nettonutzens führt (vgl. HANLEY & BARBIER 2009). Die Einbeziehung des gesellschaftlichen Nutzens bedeutet eine explizite Abwägung zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Zielen und macht diesen Ansatz daher gerade für die Abbildung von *trade-offs* interessant. Hierin liegt ein entscheidender Unterschied zu Kosteneffektivitätsanalysen, bei denen der gewünschte Zielerreichungsgrad vorab definiert wird. Entscheidend für die Wertermittlung ist, dass nicht nur die privaten, sondern auch die sozialen Wirkungen im Hinblick auf eine Erhöhung oder Verminderung der *gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt* gemessen werden, was insbesondere im Falle von Umweltgütern, die in der Regel öffentliche Güter darstellen, einen bedeutsamen Unterschied ausmacht (s. MEYERHOFF 2013). Wichtig ist auch, dass es immer um die Betrachtung von Veränderungen geht, d. h. den sich aus einer Handlung ergebenden Nutzenveränderungen (*Marginalitätsprinzip*). Eine Orientierung an ökonomischen Prinzipien soll zur Erhöhung der *Effizienz* von Entscheidungen beitragen, aber auch einen Beitrag zur *Rationalität* und *Transparenz* der politischen Entscheidungsfindung leisten, indem alle Vor- und Nachteile einer Politik oder eines Projektes im Hinblick auf die Wohlfahrtswirkungen sowie die entsprechenden Gewinner und Verlierer in ihrer zeitlichen und räumlichen Dimension systematisch ermittelt und gegenübergestellt werden (PEARCE et al. 2006).

Die Bewertung von Nutzen und Kosten sowie deren Aggregation im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen basieren auf dem theoretischen Gerüst und dem Wertkonzept der Wohlfahrtsökonomie. Fundamental ist hierbei ein individualistischer Ansatz: Ökonomische Werte, d. h. Kosten und Nutzen, werden in Form von *individuellen Präferenzen* ausgedrückt. Die konzeptionelle Basis ist der Nutzen, den Individuen aus einer Veränderung der Umweltqualität (z. B. einer Wasserqualitätsverbesserung) ziehen. Der monetäre Wert dieses Nutzens wird in Form der individuellen maximalen Zahlungsbereitschaft (,Willingness to pay/WTP‘) für diese Verbesserung oder aber der minimalen Entschädigungsforderung (,Willingness to accept/WTa‘) gemessen (vgl. DEHNHARDT 2013b). Eines der normativen Prinzipien, die der Kosten-Nutzen-Analyse zugrunde liegen, ist damit die Orientierung an individuellen Präferenzen und die Annahme, dass diese – und eben nicht nur Expertenwissen – als Maßstab zur Beurteilung der Vorteilhaftigkeit einer Maßnahme herangezogen werden können.

Ausgangspunkt der ökonomischen Bewertung und Rahmen für die Erfassung der individuellen Präferenzen für Veränderungen in Natur und Landschaft ist häufig das Konzept des gesamten ökonomischen Wertes („Total Economic Value“/TEV, vgl. TURNER et al. 2003). Zentraler Grundgedanke des TEV ist, dass der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen besteht. Unterschieden werden *nutzungsabhängige* und *nutzungsunabhängige* Werte, wobei bei der nutzungsabhängigen Wertschätzung entweder mit einer direkten (z. B. Versorgungsleistungen oder kulturelle Leistungen) oder indirekten (z. B. Regulationsleistungen) Nutzung des Umweltgutes verbunden sein kann, Motive für eine nutzungsunabhängige Wertschätzung können in Form von Existenz-, Options- oder Vererbungsnutzen auftreten (vgl. LIEBE & MEYERHOFF 2005). Zum Verständnis des ökonomischen Wertkonzeptes ist eine weitere Differenzierung wichtig, nämlich die zwischen dem *Tauschwert* und dem *Nutzwert* eines Gutes. Der Tauschwert eines Gutes wird mit dem Marktpreis des Gutes gleichgesetzt; öffentliche (Umwelt-)Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden, hätten somit keinen „Wert“. Aus ökonomischer Perspektive entscheidend ist jedoch der Nutzwert eines Gutes, nämlich der Wert, der mit der individuellen Nutzenstiftung eines Gutes verbunden ist, dem Beitrag zum eigenen Wohlbefinden oder einer aus Eigeninteresse resultierenden langfristigen Sicherung der eigenen Lebensgrundlagen (vgl. Deutscher Bundestag 2015, HANSJÜRGENS 2011).

Die Abbildung gibt einen Überblick über den ökonomischen Wert aquatischer Ökosystemleistungen und dessen Einbindung in den Prozess der Abwägung von Handlungsalternativen im Fließgewässermanagement.

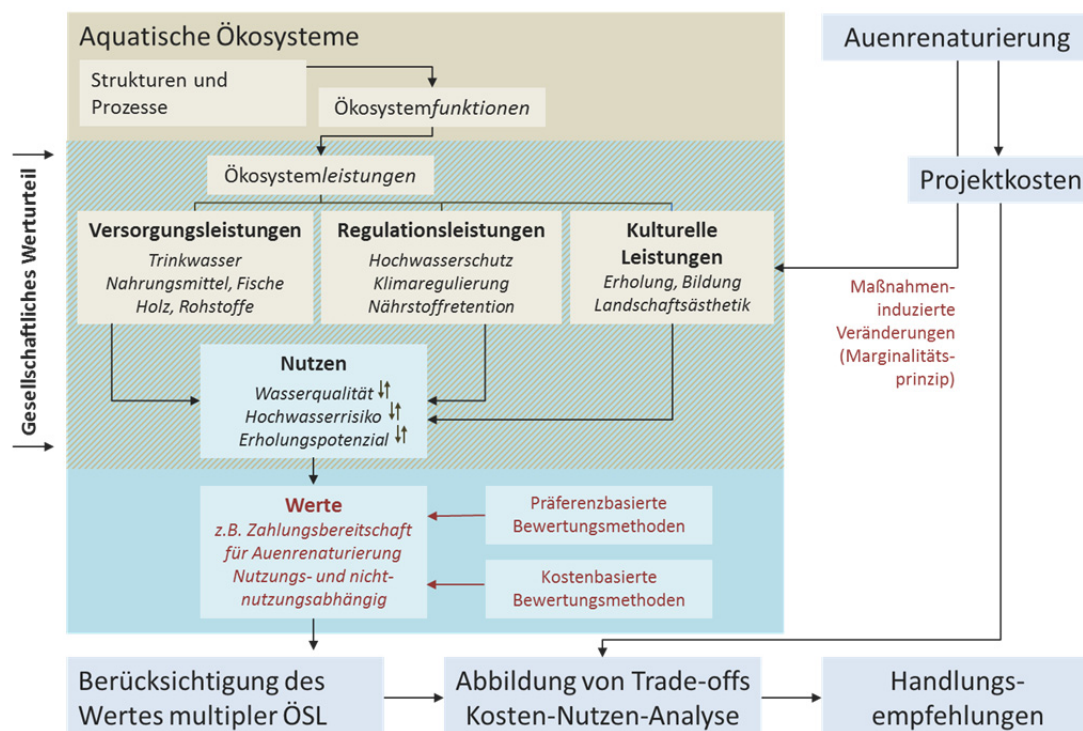


Abb. 1: Der ökonomische Wert von Ökosystemleistungen im Rahmen des Bewertungs- und Entscheidungsprozesses an Fließgewässern

3 Methodische Ansätze zur Bewertung von Ökosystemleistungen

Es stehen mittlerweile eine Reihe etablierter Bewertungsmethoden zur Erfassung des ökonomischen Wertes von Ökosystemleistungen zur Verfügung. Wichtig zum Verständnis des ökonomischen Ansatzes ist hierbei die grundlegende Differenzierung von monetären Bewertungsansätzen in *nachfragebasierte* und *nicht-nachfragebasierte* Methoden.

Bei nachfragebasierten (auch nutzen- oder präferenzbasierten) Ansätzen werden entweder Individuen nach ihrer Präferenz für eine Änderung in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen befragt (direkte Abfrage von Wertschätzungen, sog. ‚stated preference‘ Methoden) oder aber es wird aus einem beobachteten Verhalten auf das Vorliegen einer solchen Präferenz geschlossen (sog. ‚revealed preference‘ Methoden). Es handelt sich bei Letzteren um indirekte Rückschlüsse auf die Wertschätzung: Die komplementären privaten Kosten, die bei der Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes entstehen (z. B. Zeit- und Geldaufwand einer Reise in ein Naherholungsgebiet), werden als Indikator für die Wertschätzung dieses Gutes durch die Nutzer herangezogen.

Nicht-nachfragebasierte (kosten- oder marktbasierte) Ansätze basieren dagegen auf der Ermittlung von Kosten beispielsweise für vermiedene Umweltschäden oder ein technisches Substitut einer bestimmten Ökosystemleistung und schließen daraus auf ihren Wert. Eine Aussage darüber, ob für die Bereitstellung dieser Leistung überhaupt eine gesellschaftliche Wertschätzung (=Nachfrage) vorhanden ist, ist nicht möglich. Für die Interpretation von kostenbasierten Bewertungsergebnissen ist eine klare Differenzierung zwischen Wert (Nutzen) und Kosten wichtig, denn der Wert ergibt sich keineswegs direkt aus den Kosten. Vielmehr stellen die Kosten beispielsweise für die Vermeidung eines Umweltschadens einen Anhaltspunkt dafür dar, dass das intendierte Ergebnis dieser Vermeidungsmaßnahme die dafür aufgewendeten Kosten wert ist (vgl. HAMPICKE 2011). Die Tabelle stellt die verschiedenen Methoden im Überblick zusammen (vgl. zu Bewertungsmethoden ausführlicher Deutscher Bundestag 2015, HANLEY & BARBIER 2009, MEYERHOFF 2013).

Tabelle 1

Bewertungsmethoden für Ökosystemleistungen

	Ansatz	Beispiel
KOSTENBASIERTE ANSÄTZE		
Preisbasierte Methoden	Nutzung von Marktpreisen für Ökosystemleistungen	Versorgungsleistungen (z. B. Fischerei, Land- und Forstwirtschaft)
Schadenskosten	Abschätzung und Bewertung der tatsächlichen Schäden (z. B. Klimaschäden) bzw. eingesparten (potenziellen) Kosten, die durch Ökosystemleistungen vermieden werden können	Regulierungsleistungen (potenziell vermiedene Hochwasserschäden infolge reaktiver Überflutungsmaßnahmen)
Vermeidungskosten	Kosten, die durch die Vermeidung einer bestimmten Umwelteinwirkung entstehen (Verringerung von Emissionen, negativen Umweltwirkungen)	Vorsorgemaßnahmen, z. B. Lärmschutzfenster
Ersatzkosten	Kosten für ein technisches Substitut zur Erbringung derselben Ökosystemleistung	Regulationsleistungen (Nährstoffretention in Überschwemmungsflächen)

NUTZENBASIERTE ANSÄTZE		
Kontingente Bewertung	Direkte Methoden der Präferenzermittlung: geäußerte Zahlungsbereitschaften auf hypothetischen Märkten	Umfragebasierte Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für eine oder mehrere Ökosystemleistungen
Choice Experimente		Umfragebasierte Ermittlung der Präferenz für alternative Szenarien, die sich in den Ausprägungen für bestimmte Ökosystemleistungen unterscheiden (Differenzierung zwischen Attributen möglich)
Hedonischer Preisansatz	Indirekte Methoden der Präferenzermittlung: offenbarte Zahlungsbereitschaften auf realen Märkten (aus realem Nachfrageverhalten wird Zahlungsbereitschaft abgeleitet)	Preisdifferenzen zwischen Marktgütern (Immobilien) mit unterschiedlichen Umweltqualitäten (Nähe zu Grünflächen)
Reisekosten		Kulturelle Leistungen / Erholungswert: aufgewendete Kosten, um bestimmte ÖSL in Anspruch zu nehmen (Reisekosten zu Nationalpark)

4 Herausforderungen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen

Grundlegend lassen sich die Herausforderungen, die mit der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen und deren Integration in fließgewässerbezogene Entscheidungsprozesse verbunden sind, in drei unterschiedlichen Problembereichen beschreiben: einer konzeptionellen, einer methodischen und einer instrumentellen Dimension (vgl. DEHNHARDT 2013a, DEHNHARDT 2013b).

Konzeptionelle Herausforderungen umfassen zum einen Probleme, die mit dem konzeptionellen Ansatz von Ökosystemleistungen insgesamt verbunden sind, nämlich beispielsweise die Abgrenzung zwischen Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen oder aber die Frage, was denn alles unter dem Begriff der Ökosystemleistungen zu fassen ist. Kontrovers wird hier beispielsweise die Wasserkraft oder die Schifffahrt diskutiert, die entsprechend der EG-Wasserrahmenrichtlinie eher als Belastungen einzustufen sind, aber auch als Ökosystemleistungen aufgefasst werden können. Hier ist vor allem das Ausmaß des menschlichen Inputs zur Bereitstellung der jeweiligen Leistung Gegenstand der Diskussion (vgl. auch Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2015). Diese Fragen sind nicht originär mit der ökonomischen Perspektive verbunden, sondern betreffen jegliche Ansätze zur Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen. Konzeptionelle Herausforderungen umfassen zum anderen jedoch auch Fragen, die unmittelbar mit dem ökonomischen Wertkonzept und dessen Akzeptanz verbunden sind. Hier sind insbesondere *mangelnde Kenntnisse* des ökonomischen Ansatzes

und damit verbundene Missverständnisse von Bedeutung (z. B. sind Entscheidungsträger häufig nicht vertraut mit dem ökonomischen Bewertungskonzept, haben ein mangelndes Verständnis und Bewusstsein dafür, vgl. DEHNHARDT 2013a), gegenläufige *Interessen* (z. B. über die Deutungshoheit für Umweltprobleme und geeignete Lösungsansätze, Interesse an Standardsetzungen aufgrund der eigenen Expertise oder Präferenzen für selbst gewählte Werturteile bei Entscheidungsträgern, vgl. DEHNHARDT 2014a, ROGERS et al. 2013), aber auch grundlegende konzeptionelle *Bedenken* und *Überzeugungen* (z. B. genereller Widerstand gegen die Nutzung ökonomischer Bewertungen und vor allem gegen eine monetäre Bewertung von Natur (ROGERS et al. 2013), die Ablehnung des Einsatzes präferenzbasierter ökonomischer Ansätze im umweltpolitischen Kontext oder mangelndes Vertrauen in die Validität von Werten, die auf Grundlage geäußerter Präferenzen ermittelt werden (DEHNHARDT 2014a)).

Methodische Herausforderungen betreffen methodisch-technische Quantifizierungsprobleme ökonomischer Bewertungsansätze sowie deren Validität, Zuverlässigkeit und Unsicherheit im engeren Sinne. Hier sind vor allem folgende Probleme zu nennen (vgl. Deutscher Bundestag 2015, S. 115): Unsicherheiten aufgrund fehlender naturwissenschaftlicher Daten hinsichtlich der Ökosystemfunktionen und der zu bewertenden Ökosystemleistungen sowie der Wirkungszusammenhänge; Unsicherheiten bei Motiven von individuellen Präferenzäußerungen; Unsicherheiten im Hinblick auf die Validität von Bewertungsergebnissen aufgrund von Verzerrungseffekten oder instabilen Märkten. Derartige Einwände sind berechtigt, sprechen aber nicht grundlegend gegen den Einsatz ökonomischer Bewertungsmethoden zur Bereitstellung ergänzender Informationen im politischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozess. Vorsicht ist jedoch geboten bei Entscheidungen, die nicht-substituierbare Ökosystemleistungen betreffen oder aber zu irreversiblen Schädigungen des Ökosystems führen oder wenn Beeinträchtigungen in großem Maße zukünftige Generationen betreffen (zu den Chancen und Grenzen vgl. ausführlich Deutscher Bundestag 2015).

Die *instrumentellen* Herausforderungen umfassen schließlich diejenigen Probleme, die sich auf die Integration ökonomischer Werte in den politisch-administrativen Entscheidungsprozess und die Anschlussfähigkeit an die traditionelle Planungspraxis beziehen. Gegenwärtig scheinen die Beharrungskräfte etablierter, traditionell genutzter Planungs- und Steuerungsansätze in der gewässer- und naturschutzpolitischen Entscheidungsfindung eine verstärkte Orientierung an umweltökonomischen Ansätzen zu begrenzen (vgl. DEHNHARDT 2014b). Die Nutzung ökonomischer Bewertungsergebnisse neben anderen – juristischen, ethischen und politischen Abwägungsregeln – kann jedoch den Prozess der Entscheidungsfindung sinnvoll ergänzen.

5 Ausblick

Ökonomische Perspektiven werden für die umweltpolitische Entscheidungsfindung zunehmend wichtiger. Zum einen richtet sich die europäische Umweltpolitik seit Anfang der 1990er-Jahre zunehmend auch an ökonomischen Instrumenten und Methoden aus, wie sich anhand der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie nachzeichnen lässt. Auf der anderen Seite ist die Relevanz und die politische Nachfrage nach ökonomischen Ansätzen zur Bewertung von Ökosystemleistungen im Rahmen der TEEB-

Initiativen aber auch der Anforderungen an die räumliche Abbildung von Ökosystemleistungen als Bestandteil der europäischen und nationalen Biodiversitätsstrategie 2020 gestiegen. Eine verstärkte Auseinandersetzung mit dem ökonomischen Bewertungsansatz (sowohl der Möglichkeiten als auch der Grenzen) als auch mit Wegen einer sinnvollen und angemessenen Integration in Planungs- und Entscheidungsprozesse ist demnach dringend geboten.

Literatur

- ATKINSON, G. & S. MOURATO (2008): Environmental Cost-Benefit Analysis. Annual Review of Environment and Resources, 33: 317-344.
- DEHNHARDT, A. (2013a): Decision-makers' Attitudes towards Economic Valuation – a Case Study of German Water Management Authorities. Journal of Environmental Economics and Policy, 2, 2: 201-221.
- DEHNHARDT, A. (2013b): Zur Anpassung traditioneller Entscheidungsfindung. Die Nutzung und Akzeptanz von Kosten-Nutzen-Analysen im Kontext der europäischen Wasser-rahmenrichtlinie. Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung, Dissertation, Berlin. Online: <http://opus4.kobv.de/opus4-tuberlin/frontdoor/index/index/docId/4518>
- DEHNHARDT, A. (2014a): The Influence of Interests and Beliefs on the Use of Environmental Cost-Benefit Analysis in Water Policy – The Case of German Policy-Makers. Environmental Policy and Governance: 391-404
- DEHNHARDT, A. (2014b): Zur Ökonomisierung umweltpolitischer Entscheidungsfindung. Ökologisches Wirtschaften, 2/2014, 29: 22-24.
- Deutscher Bundestag (2015): Inwertsetzung von Biodiversität. Technikfolgenabschätzung (TA), Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung, Drucksache 18/3764, Berlin.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E., R. DE GROOT, P. L. LOMAS & C. MONTES (2009): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics, 69, 6: 1209–1218.
- HAMPICKE, U. (2011): Wie teuer ist ein Blaukehlchen? Auch Ökonomie ist eine Wissenschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung, 43, 7: 218-220.
- HANLEY, N. & E. B. BARBIER (2009): Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar, Cheltenham.
- HANSJÜRGENS, B. (2011): Bewertung von Wasser in Landschaften. Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. acatech Materialien Nr. 8, München.
- LIEBE, U. & J. MEYERHOFF (2005): Die monetäre Bewertung kollektiver Umweltgüter. Theoretische Grundlagen, Methoden und Probleme. Working Paper on Management in Environmental Planning, Technische Universität Berlin, 013/2005, Berlin.
- MA (2005): Millennium Ecosystem Assessment – Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

- MEYERHOFF, J. (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen des Auenschutzes – Perspektiven einer ökonomischen Bewertung. Perspektiven einer nachhaltigen Gewässer- und Auenentwicklung, Bundesamt für Naturschutz, BfN-Skripte 354
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Umwelt und Gesellschaft – eine Einführung. München, ifuplan; Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ; Bonn, Bundesamt für Naturschutz
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig.
- PEARCE, D. (2002): An Intellectual History of Environmental Economics. Annual Review of Energy Environment, 27: 57-81.
- PEARCE, D., G. ATKINSON & S. MOURATO (2006): Cost-Benefit-Analysis and the Environment. Recent Developments. OECD Publishing, Paris.
- ROGERS, A. A., M. E. KRAGT, F. L. GIBSON, M. P. BURTON, E. H. PETERSEN & D. J. PANNELL (2013): Non-market valuation: usage and impacts in environmental policy and management in Australia. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 57: 1-15.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- TURNER, R. K., J. PAAVOLA, P. COOPER, S. FARBER, V. JESSAMY & S. GEORGIU (2003): Valuing nature: lessons learned and future research directions. Ecological Economics, 46, 3: 493-510.



Kontakt:

Dr. Alexandra Dehnhardt

Technische Universität Berlin
Fachgebiet Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145
10623 Berlin
Tel.: 030/ 314 21358
Fax: 030/ 314 73517
E-Mail:
alexandra.dehnhardt@tu-berlin.de

1988-1996

Studium der Agrarwissenschaften mit Schwerpunkt
Agrarökonomie, Humboldt-Universität zu Berlin

1997-1999

Wissenschaftliche Mitarbeiterin der Technischen
Universität Cottbus

1999-2007

Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Institut für
ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH, For-
schungsfeld Umweltökonomie und -politik

Schwerpunkte: Management aquatischer Ressour-
cen, ökologisch-ökonomische Bewertungen und
Kosten-Nutzen-Analysen von Handlungsoptionen
im Hochwasserschutz und Flussgebietsmanage-
ment

Seit 2007

Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Techni-
schen Universität Berlin, Institut für Landschaftsar-
chitektur und Umweltplanung, Fachgebiet Land-
schaftsökonomie

Schwerpunkte: Kosten-Nutzen-Analysen und öko-
nomische Bewertungsansätze im Fließgewässer-
management; ökonomische Bewertung natürlicher
Ressourcen; institutionelle Fragen der Umweltpoli-
tik und umweltpolitischer Entscheidungsfindung,
insbesondere der Gewässer- und Biodiversitätspoli-
tik; integrierte Politikansätze, z. B. Flusseinzugsge-
bietsmanagement

Ökosystemleistungen in der deutsch-niederländischen Vechte-Region.

Das PES – Instrument im lokalen Praxistest

Ilke Borowski-Maaser

Im Kontext der Diskussion um die Leistungen von Ökosystemen ist das PES (engl. „Payment for Ecosystem Services“) ein Instrument zum Zahlungsausgleich zwischen Kosten und Nutzen einer Maßnahme. Im Rahmen der deutsch-niederländischen Aktivitäten zur Umsetzung der *Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes (adopted 1992 in Helsinki, kurz: Water Convention)*, haben das niederländische Ministerie voor Infrastructuur en Milieu und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit einen lokalen Praxistest für die Anwendung des PES initiiert. Ausgewählt wurde die Region zwischen Emlichheim und Hardenberg an der Vechte.

In der öffentlichen Gewässerbewirtschaftung wird teilweise die Erwartung geäußert, dass das ÖSL-Konzept und das PES Möglichkeiten bieten, mit dem die Priorisierung von Renaturierungen gegenüber anderen regionalen Interessen (z. B. Kinderbetreuung, Verkehrsinfrastruktur) gerechtfertigt werden kann. Wasserbehörden müssen zeigen, dass Maßnahmen effektiv und effizient sind, auch über die wasserwirtschaftlichen Ziele hinaus. Zusätzlich besteht das Potenzial, dass ein Zahlungsausgleich für Ökosystemleistungen dabei hilft, weitere Finanzmittel für die Umsetzung solcher Maßnahmen zu generieren. PES könnte die Kosten und Nutzen ausgleichen, die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen durch die Änderung von Ökosystemleistungen verursachen.

Nichtsdestotrotz wird der Bedarf an Daten und der wissenschaftlich-methodische Anspruch der Konzepte ÖSL/PES oft als Hindernis für die praktische Umsetzung wahrgenommen. Für die Verwaltung ist der Aufwand, der mit der Identifizierung, Quantifizierung und Bewertung der Änderungen von Ökosystemleistungen einhergeht, häufig zu hoch. Allerdings hat sich gezeigt, dass eine vollständige Quantifizierung oder gar eine Bewertung der Ökosystemleistungen nicht immer notwendig ist (BOROWSKI-MAASER et al. 2014).

Das Pilotprojekt VechtPES hat in drei Jahren untersucht, ob mit Hilfe des PES-Ansatzes im grenzübergreifenden Vechtegebiet Kosten und Nutzen ausgeglichen werden können, die durch eine Auenrenaturierung auf lokaler Ebene entstehen. Das Fallstudiengebiet liegt zwischen der deutschen Gemeinde Laar und der niederländischen Gemeinde Hardenberg.

Die folgenden wesentlichen Erkenntnisse für die Praxis sind auf drei Sprachen einer Broschüre zusammengefasst worden (BOROWSKI-MAASER et al. 2015):

- > Auch ohne umfassende Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) konnte ein Verhandlungsbedarf („trade-offs“) aufgezeigt werden: Die Akteure konnten erkennen, unter welchen Bedingungen wer von der Auenrenaturierung profitieren, und wer dafür die Kosten tragen würde.
- > Je deutlicher die Nutzen waren, desto eher wurden mögliche „Käufer“ gefunden, also Akteure, die bereit wären, für diese Nutzen zu zahlen. In der vorliegenden Studie waren das vor allem die betroffenen Gemeinden.
- > Bei Unsicherheiten bezüglich der räumlichen und zeitlichen Bestimmung der Nutzen war es deutlich schwieriger, Käufer zu finden. In dieser Studie war insbesondere der Tourismussektor zu keiner finanziellen Beteiligung bereit.
- > Bei einer lokalen Auenrenaturierung können einzelne Akteure sowohl Käufer als auch Anbieter von ÖSL sein. Hier waren das vor allem die regionalen Wasser- und Naturschutzbehörden.
- > Da im vorliegenden Fall die Maßnahme durch die Wasserbehörden umgesetzt wird, lag die Herausforderung in der Identifizierung weiterer Käufer, da die lokalen Akteure von den Maßnahmen auch ohne weitere eigene Investitionen profitieren würden.
- > Die Akteure dieser Pilotstudie begrüßten ausdrücklich die Möglichkeit, frühzeitig in den aktuellen Planungsprozess eingebunden zu sein. Die Anwendung des ÖSL-Ansatzes förderte ihre Beteiligung.
- > In der Pilotstudie schätzten die eingebundenen Akteure weder die Kohlendioxidspeicherung, noch den Nährstoffrückhalt als relevante ÖSL ein. Die Größenordnung der betrachteten Maßnahme wurde als zu gering erachtet, als dass sie einen relevanten Beitrag leisten könnte. Entsprechende politische Ziele sind daher eher zu realisieren, wenn eine Reihe kleinerer Maßnahmen gebündelt betrachtet wird.

Literatur

BOROWSKI-MAASER I., U. SAUER, J. CORTEKAR, S. VAN DER MEULEN (2014): Final Report (DII.6 – V4) on Phase II of an ecosystem services project in the Vecht basin: Developing a proposal for a regional scheme on payments for ecosystem services. Hannover. Verfügbar unter www.interessen-im-fluss.de

BOROWSKI-MAASER, I. (Hrsg.), S. VAN DER MEULEN, U. SAUER, J. BRILS (2015): Verbesserung regionaler Kooperationen bei der Planung und Finanzierung von Maßnahmen zur Auenrenaturierung mit Hilfe des Ökosystemleistungsansatzes. Hannover. Die Broschüren sind verfügbar in drei Sprachen (niederländisch, englisch, deutsch) unter www.interessen-im-fluss.de/vechtpes



Kontakt:

Dr. Ilke Borowski-Maaser

Dipl.-Ing. Umwelttechnik

Moderatorin / Mediatorin

Interessen Im Fluss

Hohe Straße 11

30449 Hannover

Tel.: 0511/ 84 91 23 91

Fax: 0511/ 92 40 01 99

E-Mail: bm@interessen-im-fluss.de

Jahrgang: 1971

1990-1993

Ausbildung zur Ver- und Entsorgerin (Stadt Osnabrück)

1993-2001

Studium Technischer Umweltschutz (TU Berlin)

2001-2012

Forschung und Praxis zur Verbesserung von Integration und Kooperation in der Gewässerbewirtschaftung (Umweltbundesamt, Institut für Umwelt-systemwissenschaften (Uni Osnabrück), seeconsult GmbH)

seit 2012

Inhaberin von

„Interessen Im Fluss – Moderation & Mediation für partizipative Planung und Forschung“

Ökosystemleistungen als Instrument der Wasserwirtschaft dargestellt am Beispiel des Emscherumbaus

Nadine Gerner und Mario Sommerhäuser

Wasserwirtschaftliche Investitionen sind in der Regel teuer. Ihre Aufgabe ist – neben der Ermöglichung eines gesunden und komfortablen menschlichen Lebens – auch der Gewässerschutz. Die dafür nötige ökologische Verbesserung oder Wiederherstellung von Gewässern – verbreitet Renaturierung genannt – ist kostenträchtig. Den hohen Investitionskosten steht die Wertschöpfung durch das neu gewonnene oder renaturierte Gewässer gegenüber. Da die Leistungen von Arten und Ökosystemen eine sehr große Wertschöpfung bedeuten können, wird das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) zunehmend als wichtiges Instrument in politischen Entscheidungs-, Management- und Planungsprozessen eingesetzt.

Die Nutzung des Prinzips der ÖSL in der Wasserwirtschaft bietet neben der ökonomischen Bewertung des Nutzens von Gewässerrenaturierungen als Argumentations- und Entscheidungshilfe noch eine weitere Möglichkeit: Ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Gewässern führen in der Regel erst mittel- bis langfristig – nach eigenen Auswertungen oft erst nach 10 Jahren (STEMPLEWSKI & SOMMERHÄUSER 2010) – zu einem mit den vorhandenen Bewertungsverfahren messbaren ökologischen Erfolg im Gewässer, etwa durch die Verbesserung der Gewässergüte(klasse). Es ist daher wichtig, den Mehrwert des noch jungen renaturierten Gewässers mit seinem grünen Umfeld über die Bereiche der Gewässergüte oder Biodiversität hinaus zu bewerten und beispielsweise den sich rasch entwickelnden Attraktivitätswert für den Menschen zu betrachten. Der ÖSL-Ansatz geht also über die rein ökologische Betrachtung durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hinaus und bezieht auch die Nutzung durch den Menschen mit ein, beispielsweise in Form von Versorgungs- und kulturellen Leistungen. Als ÖSL zu bewerten ist weiterhin die Bedeutung von (großen) Renaturierungsprojekten als Investitionen in die Bauwirtschaft und damit auch in Arbeitsplätze. Damit bietet die ÖSL-Betrachtung eine wichtige ergänzende und erweiterte Bewertungsmöglichkeit für eine „Zielerreichung im weiteren Sinne“ bei den Maßnahmen der WRRL.

Der Umbau des Emschersystems ist das wohl größte zusammenhängende Gewässer-Renaturierungsprojekt Europas und hat die Zielsetzung, in einem der weltweit am dichtest besiedelten Ballungsräume ein gesamtes Flussgebiet nach jahrzehntelanger Nutzung als offenes Abwassersystem wasserwirtschaftlich und ökologisch vollständig zu erneuern. Das neue, nachhaltige „Ökosystem“ der Emscher und ihrer Nebenbäche bietet ökonomischen, sozio-kulturellen und ökologischen Mehrwert im Sinne von ÖSL. Analysen zu regionalökonomischen Effekten zeigen, dass die Infrastrukturinvestitionen in Kanäle, Kläranlagen und Gewässer sowie begleitende Wege etc. einen deutlichen Beitrag zur Sicherung von Wertschöpfung,

Beschäftigung und Steuereinnahmen im Ruhrgebiet leisten. Die Aufwertung der Umweltqualität durch den Emscherumbau dient wiederum direkt der Verbesserung der Wohnumfeld- und Freizeitqualität in der Region. Zudem nimmt durch die Renaturierungsmaßnahmen die Biodiversität in der Emscherregion messbar zu, während weltweit eine Abnahme verzeichnet wird. Bei der nachhaltigen Entwicklung des Neuen Emschertals wird bereits jetzt – bei noch andauerndem Emscherumbau – der Zugewinn sichtbar.

Die Emscherregion dient daher im EU-Projekt DESSIN (Demonstrate Ecosystem Services Enabling Innovation in the Water Sector, www.dessin-project.eu) als Fallstudie. Die Entwicklung einer Bewertungsmethode für ÖSL im Wassersektor ist das zentrale Ziel in DESSIN. Eine Validierung der Methode ist in drei Untersuchungsregionen vorgesehen, in denen bereits erfolgreich Umgestaltungsmaßnahmen umgesetzt wurden oder werden. In DESSIN wird ebenfalls anhand von fünf Demonstrationsstandorten untersucht, inwieweit – neben Management-Maßnahmen wie der Renaturierung von Gewässersystemen – auch innovative Technologien über eine Verbesserung der Wasserqualität oder Regulierung der Wasserverfügbarkeit einen Zugewinn an ÖSL bewirken können. Eine Steigerung der ÖSL kann als Argumentationsgrund für die Umsetzung von Management-Maßnahmen oder den Einsatz innovativer Technologien im Wassersektor dienen. Das Emschergebiet dient sowohl als Untersuchungsgebiet für die Validierung der ÖSL-Methode als auch als Demonstrationsstandort für die Erprobung innovativer Technologien.

Bei der Emschergenossenschaft selbst kommt das Prinzip der ÖSL auch in der Unternehmenssteuerung zum Einsatz. Dies spiegelt sich z. B. auch in der Ausgestaltung interner Managementinstrumente zur Unternehmenssteuerung wie der Balanced Scorecard (BSC) wider. In der Nachhaltigkeitsperspektive sind darin ÖSL ein eigenes, unterjährlich gesteuertes Ziel.

Literatur

European Commission (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. COM (2011) 244 Final. Brussels.

STEMPLEWSKI J., M. SOMMERHÄUSER (2010): Neue Artenvielfalt in Emschergewässern. Ein Beitrag zur Biodiversität der Ballungsräume. In: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 12, 649-655.



Kontakt:

Dipl.-Biol. Nadine Gerner

Emschergenossenschaft

Kronprinzenstr. 24

45128 Essen

Tel.: 0201/ 104 2522

Fax: 0201/ 104 2231

E-Mail:

gerner.nadine@eglv.de

2004-2009

Studium Diplom-Biologie an der Goethe Universität
Frankfurt/Main

Diplomarbeit am IFM-Geomar in Kiel und dem Leigh
Marine Laboratory der University of Auckland im Pro-
jekt GAME (*Global Approach by Modular Experiments*)
mit dem Titel: „*Does stress tolerance differ between
indigenous and non-indigenous marine species and be-
tween populations from pristine and anthropogenically
impacted habitats?*“

2010-2014

Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Rahmen einer Dok-
torarbeit am Helmholtz Zentrum für Umweltforschung
(UFZ) in Leipzig im Projekt HAI (*Helmholtz-Alberta-
Initiative*) mit dem Titel: „*Identifying ecological effects
of toxic constituents of oil sands using the SPEAR ap-
proach*“

seit 2014

Wissenschaftliche Mitarbeiterin bei Emschergenossen-
schaft in Essen im Projekt DESSIN (*Demonstrating Eco-
system Services Enabling Innovation in the Water Sector*)



Kontakt:

Dr. Mario Sommerhäuser

Emschergenossenschaft

Kronprinzenstr. 24

45128 Essen

Tel.: 0201/ 104 2564

Fax: 0201/ 104 2821

E-Mail:

sommerhaeuser.mario@eglv.de

Studium der Biologie, Ökologie, Philosophie in Essen;
Promotion über temporäre Fließgewässer in der Abt. Hyd-
robiologie

Wissenschaftlicher Mitarbeiter mit den Schwerpunkten
Gewässerbewertung, -typisierung und -schutz sowie Öf-
fentlichkeitsarbeit/Umweltbildung

Lehr- und Beratertätigkeit u. a. zur Umsetzung der Euro-
päischen Wasserrahmenrichtlinie in den osteuropäischen
Beitrittsländern, Dozententätigkeit in Brasilien im Bereich
Angewandte Gewässerökologie

Veröffentlichungen in Fachzeitschriften und Kongressbe-
richten, Verfasser bzw. Herausgeber von Fachbüchern zu
Fragen der angewandten Gewässerökologie

seit 2004

Bereichsleiter Gewässer im Kooperationslabor von Em-
schergenossenschaft, Lippeverband und Ruhrverband,
Essen

seit 2012

Stabsstellenleiter Vorstandsbüro und Leiter Wasserwirt-
schaftliches Referat

Aktiv in Verbänden der Wasserwirtschaft und der Nor-
mung bei DIN, CEN, ISO

Präsident der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V.

Präsident der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V.

Ein neuer Ansatz für die Bewertung wasserwirtschaftlicher Unterhaltungsmaßnahmen an Bundeswasserstraßen – eine Fallstudie

Stefanie Appel

1 Anlass und Zielsetzung

Seit 2010 hat sich das Aufgabenfeld der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung dahingehend erweitert, dass aktiv ökologisch ausgerichtete wasserwirtschaftliche Unterhaltungsmaßnahmen an Bundeswasserstraßen durchgeführt werden. Durch sie soll die Leistungsfähigkeit der Flussökosysteme gestärkt bzw. wiederhergestellt werden.

Ein Instrument, um die Wirksamkeit dieser Maßnahmen und damit ihres ökologischen Aufwertungspotenzials (monetär) zu quantifizieren, existierte allerdings bislang nicht.

Ziel war es daher, im Rahmen einer Masterarbeit ein praxisorientiertes Bewertungskonzept zur Erfassung und monetären Quantifizierung des ökologischen Aufwertungspotenzials der wasserwirtschaftlichen Unterhaltungsmaßnahmen anhand der von ihnen beeinflussten Ökosystemleistungen (ÖSL) zu erarbeiten und dieses anschließend an zwei Praxisbeispielen zu erproben. Hierzu wurde das allgemeine Thema der monetären Bewertung von ÖSL auf die wasserwirtschaftliche Unterhaltung übertragen.

2 Methodischer Ansatz

Als Ausgangspunkt wurden zunächst die an den Bundeswasserstraßen möglichen wasserwirtschaftlichen Unterhaltungsmaßnahmen erfasst und erläutert sowie die in diesem Zusammenhang relevanten ÖSL ermittelt. Zusätzlich wurden verschiedene für eine monetäre Bewertung von ÖSL anwendbare Bewertungsverfahren erfasst.

Auf diesen Grundlagen basierend wurde in Verbindung mit einigen wesentlichen in der Literatur aufgezeigten methodischen Aspekten ein umfassendes Bewertungskonzept aufgestellt. Als konzeptionelle Bausteine wurden hierzu das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (TEV = Total Economic Value) nach PEARCE & TURNER (1990) (siehe Abb. 1) sowie die Benefit Transfer-Methode (siehe Abb. 2) gewählt.

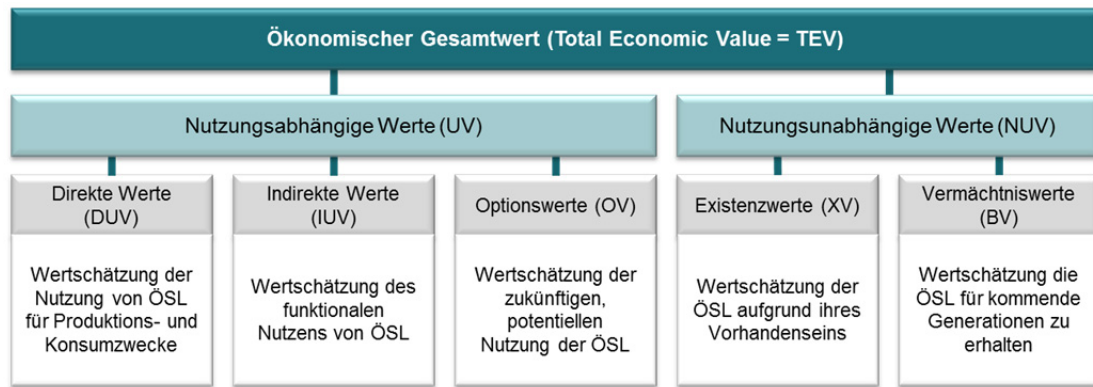


Abb. 1: Prinzip des Konzeptes des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value) nach PEARCE & TURNER (1990) (Quelle: PEARCE & MORAN 1994, geändert)

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes bietet hierbei die Möglichkeit, ÖSL innerhalb verschiedener Kategorien zu berücksichtigen und ihre Werte nach folgendem Prinzip zusammenzufassen:

$$\begin{aligned} \text{TEV} &= \text{UV} + \text{NUV} \\ &= (\text{DUV} + \text{IUV} + \text{OV}) + (\text{XV} + \text{BV}) \end{aligned}$$

Als Instrument für die Wertermittlung der einzelnen ÖSL wurde die Benefit Transfer-Methode gewählt. Hierbei werden verfügbare monetäre Wertangaben von ÖSL aus bereits existierenden Studien, die an einem anderen Ort und/oder mit anderem zeitlichen Bezug erfolgten, auf die aktuell betrachtete ÖSL übertragen.

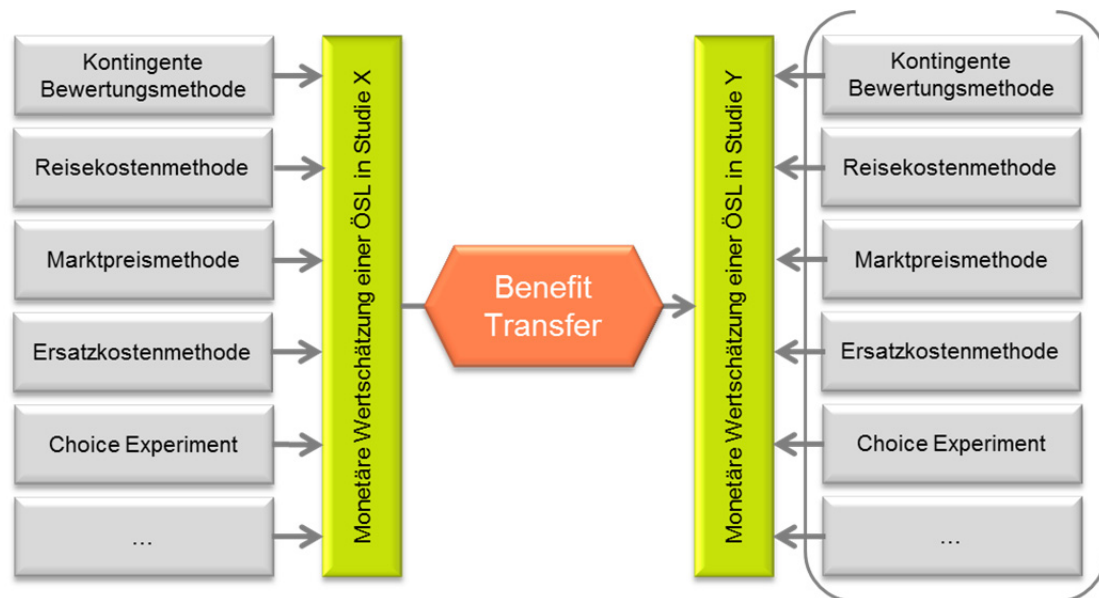


Abb. 2: Prinzip der Benefit Transfer-Methode (Quelle: HECHT & WERBECK 2010, geändert)

3 Ergebnisse

3.1 Das Bewertungskonzept

Anhand der beschriebenen Vorgehensweise entstand ein Bewertungskonzept, welches fünf Schritte umfasst (Abb. 3). Sie beinhalten im Wesentlichen neben der Charakterisierung der wasserwirtschaftlichen Unterhaltungsmaßnahmen die Ermittlung, Operationalisierung und anschließende monetäre Bewertung der einzelnen maßnahmenbezogen aufwertbaren Ökosystemleistungen. Diese hergeleiteten monetären Werte werden abschließend zu einem ökonomischen Gesamtwert der wasserwirtschaftlichen Unterhaltungsmaßnahme aggregiert.

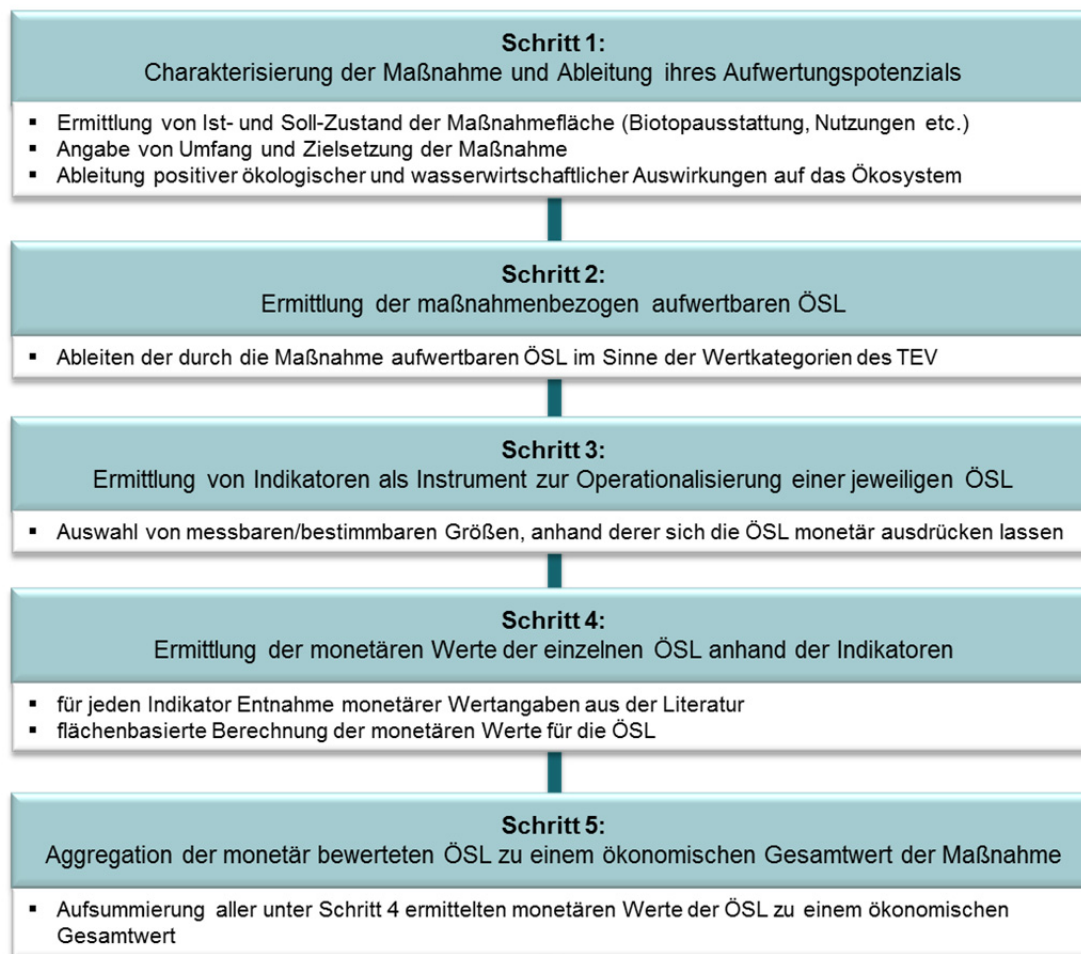


Abb. 3: Darstellung des Bewertungskonzeptes

3.2 Anwendung des Bewertungskonzeptes auf zwei Fallbeispiele

Zur Erprobung der praktischen Anwendbarkeit des Bewertungskonzeptes wurden als Fallstudie zwei Praxisbeispiele von der Tideelbe herangezogen. Es handelt sich hierbei um die zur ökologischen Verbesserung der Elbe geplanten Maßnahmen „Insel Lühesand“ (Elbe-km 648, Gesamtfläche der Maßnahme: 2,8 ha) und „Twielenflether Sand“ (Elbe-km 653, Gesamtfläche der Maßnahme: 126,5 ha) (Abb. 4). Diese sind Bestandteil der Studie „Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe (Ökologische Potenzialanalyse)“ der BfG (BfG 2002, 2003).



Abb. 4: Blick auf die ausgewählten Maßnahmeflächen, links: Insel Lühesand, rechts: Twielenflether Sand (Fotos: BfG)

In Schritt 1 des Bewertungskonzeptes wurden die Maßnahmen wie folgt charakterisiert:

- > Die Maßnahmenflächen weisen mit Decksteinwerk bedeckte Uferbereiche auf.
- > Im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung soll eine Umgestaltung der Uferbereiche durch Entnahme des Deckwerks erfolgen.
- > Zudem ist eine Tieferlegung des Vorlands bei gleichzeitiger Abflachung der Uferbereiche vorgesehen.

Hiernach ergibt sich folgendes Aufwertungspotenzial:

- > Natürliche ästuartypische Funktionen und Prozesse werden wiederhergestellt.
- > Natürlich zonierte Vegetationsbestände (vorwiegend Röhricht) werden entwickelt.
- > Speziell für die Maßnahme „Twielenflether Sand“ ist zudem die Entwicklung von Wattflächen (einschl. Flachwasserzone) vorgesehen.

Auf dieser Grundlage wurden in Schritt 2 für beide Maßnahmen insgesamt jeweils sieben ÖSL identifiziert, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die angestrebte Renaturierung der Ufer gestärkt bzw. wiederhergestellt werden können:

- > DUV₁ Erholung
- > IUV₁ Standsicherheit und Erosionsschutz durch natürliche Uferstabilität
- > IUV₂ Schutz und Regulation des Klimas
- > IUV₃ Nährstoffretention
- > IUV₄ Schadstoffabbau /-filterung
- > XV₁ Bereitstellung von Habitaten
- > XV₂ Biodiversität

Für jede dieser ÖSL wurde dann in Schritt 3 ein Indikator festgelegt (Tabelle 1). Dieser dient als Instrument zur Operationalisierung der jeweiligen ÖSL.

Tabelle 1

Übersicht der für die ÖSL festgelegten Indikatoren

Ökosystemleistung	Indikator
DUV ₁ Erholung	Wertschätzung der Aufwertung des Gesamtein- drucks der natürlichen Gegebenheiten
IUV ₁ Standsicherheit und Erosions- schutz durch natürliche Uferstabilität	Höhe der entfallenden Kosten für die Unterhal- tung des Deckwerks
IUV ₂ Schutz und Regulation des Klimas	CO ₂ -Speicherfähigkeit der Röhrichtfläche
IUV ₃ Nährstoffretention	P- und N-Retention der Röhrichtfläche
IUV ₄ Schadstoffabbau /-filterung	Schadstoffabbau/-filterungspotential der Röhricht- fläche
XV ₁ Bereitstellung von Habitaten	Wertschätzung einer erhöhten Bereitstellung von Habitaten
XV ₂ Biodiversität	Wertschätzung der Aufwertung der Bio- diversität

Anschließend erfolgte in Schritt 4 anhand der Indikatoren die Ermittlung der monetären Werte der einzelnen ÖSL. Zum einen wurde hierfür für jeden Indikator ein monetärer Wert aus der Literatur ermittelt. Zum anderen wurde die jeweilige (Teil-)Flächengröße der Maßnahme, für die eine Aufwertung der jeweiligen ÖSL erwartet wurde, festgelegt. Das entsprechende Vorgehen ist hier exemplarisch für die ÖSL IUV₂ „Schutz und Regulation des Klimas“ dargestellt:

▪ für die Maßnahme „Insel Lühesand“:

$$\begin{aligned}
 \text{IUV}_2 &= \text{AD} * \text{S}_{\text{CO}_2} * \text{W}_{\text{CO}_2} \\
 &= 1,4 \text{ ha} * 4 \text{ t CO}_2 / (\text{ha} * \text{a}) * 70 \text{ €} / \text{t CO}_2 \\
 &= 1,4 \text{ ha} * 280 \text{ €} / (\text{ha} * \text{a}) \\
 &\approx \underline{\underline{392 \text{ €} / \text{a}}}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \text{AD} &= \text{Fläche des Deckwerks}^1 \\
 \text{S}_{\text{CO}_2} &= \text{CO}_2\text{-Speicherfähigkeit des Röhrichts}^2 \\
 \text{W}_{\text{CO}_2} &= \text{monetärer Wert für CO}_2^3
 \end{aligned}$$

▪ für die Maßnahme „Twielenflether Sand“:

$$\begin{aligned}
 \text{IUV}_2 &= \text{AD} * \text{S}_{\text{CO}_2} * \text{W}_{\text{CO}_2} \\
 &= 4,3 \text{ ha} * 4 \text{ t CO}_2 / (\text{ha} * \text{a}) * 70 \text{ €} / \text{t CO}_2 \\
 &= 4,3 \text{ ha} * 280 \text{ €} / (\text{ha} * \text{a}) \\
 &\approx \underline{\underline{1.204 \text{ €} / \text{a}}}
 \end{aligned}$$

Nach Ermittlung der einzelnen monetären Werte der sieben ÖSL werden diese in Schritt 5 abschließend zu dem ökonomischen Gesamtwert der jeweiligen Maßnahme aggregiert. Das Ergebnis ist für die beiden Praxisbeispiele in Tabelle 2 dargestellt.

¹ Die Fläche des Deckwerks entspricht der Fläche, auf der nach Umsetzung der jeweiligen Maßnahme die Entwicklung des Röhrichts erwartet wird.

² WICHTMANN (2012) geht in seiner Arbeit für Schilfröhrichte von einer Kohlenstoffspeicherung zwischen 0 und 8 t CO₂/ha pro Jahr aus. Aufgrund dieser angegebenen Spannweite wurde an dieser Stelle der Mittelwert von 4 t CO₂/ha pro Jahr angewendet.

³ Bei dem verwendeten Wert handelt es sich um Klimakosten für emittierende CO₂-Emissionen gemäß UBA (2007).

Tabelle 2

Übersicht der monetären Bewertung der ÖSL für beide Maßnahmen

Ökosystemleistung	monetäre Bewertung [€/a] der ÖSL für die Maßnahme	
	Insel Lühesand	Twielenflether Sand
DUV ₁ Erholung	1.434	64.768
IUV ₁ Standsicherheit und Erosionsschutz durch natürliche Uferstabilität	980	3.010
IUV ₂ Schutz und Regulation des Klimas	392	1.204
IUV ₃ Nährstoffretention	2.314	37.114
IUV ₄ Schadstoffabbau /-filterung	330	4.543
XV ₁ Bereitstellung von Habitaten	823	37.191
XV ₂ Biodiversität	666	30.107
ökonomischer Gesamtwert	6.939	177.937

Da für Berechnungen der einzelnen ÖSL in Schritt 4 flächenbasierte Ansätze gewählt wurden, schlägt sich die jeweilige Größe der herangezogenen Maßnahmen(teil)flächen deutlich im ökonomischen Gesamtwert der jeweiligen Maßnahme wider.

4 Fazit und Ausblick

Das erarbeitete Bewertungskonzept stellt auf maßnahmenbezogener Ebene einen ersten pragmatischen Ansatz zur Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes einer Maßnahme anhand der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen dar.

Durch die Anwendung des Bewertungskonzeptes auf die zwei Praxisbeispiele konnte verdeutlicht werden, dass das dargestellte methodische Vorgehen grundsätzlich zielführend ist. Die Unterteilung in fünf Einzelschritte ermöglicht hierbei ein strukturiertes und nachvollziehbares Vorgehen, das letztlich auch eine Vergleichbarkeit der betrachteten Maßnahmen ermöglicht.

Jedoch wurde gleichermaßen deutlich, dass die Ergebnisse derzeit nur grobe Abschätzungen darstellen. Grund hierfür sind Defizite, die sich auf die angewandten methodischen Verfahren sowie die für die Anwendung des Bewertungskonzeptes erforderlichen Datengrundlagen beziehen.

Unter anderem ist mit relativ großen Übertragungsunsicherheiten bei der Benefit Transfer-Methode (z. B. Fragestellung und Erfassungszeitpunkt der herangezogenen Studien) zu rechnen. Zudem wurde die Auswahl und Bewertung der Indikatoren durch die verfügbare Daten-

lage stark eingegrenzt. Unter anderem sind hierfür sehr unterschiedliche räumliche und zeitliche Bezugseinheiten zu nennen (z.B. x €/ha/a vs. x €/Haushalt), welche nicht ohne Weiteres miteinander aggregiert werden konnten. Zudem war auch die Datenlage zu den natürlichen Funktionen und Prozessen der Flächen eingeschränkt.

Es sei an dieser Stelle auch noch darauf hingewiesen, dass das Konzept nach Umsetzung einer Maßnahme eine sofortige vollständige Leistungsfähigkeit der jeweils aufgewerteten Fläche unterstellt. Eine mögliche zeitliche Verzögerung der Leistungsfähigkeit („Time-lag-Effekt“), welche aus der Entwicklungszeit der Fläche (z. B. von entsiegelter, vegetationsloser Fläche zum flächendeckenden Röhrichtbestand) resultiert, wird nicht berücksichtigt.

Um das Konzept zukünftig für die Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes für wasserwirtschaftliche Maßnahmen heranziehen zu können, ist daher eine weiterführende Auseinandersetzung mit der Thematik der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen in Bezug auf die Bundeswasserstraßen erforderlich.

Dies umfasst neben der Optimierung und Weiterentwicklung der aufgezeigten Verfahrensweise gleichermaßen auch das Schließen von Wissenslücken hinsichtlich der ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen sowie der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme und deren Wertschätzung.

Literatur

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2002): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe (Ökologische Potenzialanalyse). Teil 1. BfG-1346. Koblenz.

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2003): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe (Ökologische Potenzialanalyse) - Teil 2. BfG-1388. Koblenz.

HECHT, D., N. WERBECK (2010): Verfahren zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Dienstleistungen. dynaklim-Publikation Nr. 02.

PEARCE, D. W., D. MORAN (1994): The Economic Value of Biodiversity. Earthscan.

PEARCE, D. W., R. K. TURNER (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaf.

UBA – Umweltbundesamt (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten.

WICHTMANN, W. (2012): Paludikultur - Verfahren und Wirtschaftlichkeit in der Praxis.



Kontakt:

Stefanie Appel

Projektgruppe „Sonderaufgaben
Oberrhein“ im
Wasser- und Schifffahrtsamt Freiburg
Stefan-Meier-Straße 4-6
79104 Freiburg
Tel.: 0761/ 2718 3413
Fax: 0761/ 2718 3155
E-Mail:
stefanie.appel@wsv.bund.de

Jahrgang: 1982

Studium

2003-2008

Studium „Naturschutz und Landschaftsplanung“ an
der Hochschule Anhalt (FH)

2010-2013

Weiterbildendes Fernstudium im Masterstudiengang
„Wasser und Umwelt“ an der Leibniz Universität
Hannover

Beruf

2008-2010

Wissenschaftliche Angestellte der Landesanstalt für
Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-
Württemberg (LUBW), Projektgruppe Wasserrah-
menrichtlinie

2010-2013

Wissenschaftliche Angestellte der Bundesanstalt für
Gewässerkunde, Referat U1 – Ökologische Grund-
satzfragen, Umweltschutz

seit 2013

Sachbearbeiterin im WSA Freiburg,
zuständig für die ökologischen Fragestellungen im
Projekt „Langfristige Sicherung der Geschiebezugabe
in Iffezheim“

Inwertsetzung unterschiedlicher Uferstrukturen an der Tideelbe

Carolin Schmidt-Wygasch, Jan Barkmann und Uta Sauer

1 Einleitung

Im Forschungsprojekt ElbService der Bundesanstalt für Gewässerkunde werden transdisziplinäre Forschungsansätze im Rahmen der Aufgaben zur wasserwirtschaftlichen Unterhaltung genutzt (FUCHS et al. 2013, SCHRÖDER et al. 2014). Ziel ist eine integrative naturwissenschaftliche und umweltökonomische Bewertung von Uferabschnitten für eine naturnähere Gestaltung von Uferbereichen an der Tideelbe sowie eine nachhaltige und sozio-ökonomische Stärkung des Mensch-Umwelt-Systems im Elbeästuar (Abb. 1).

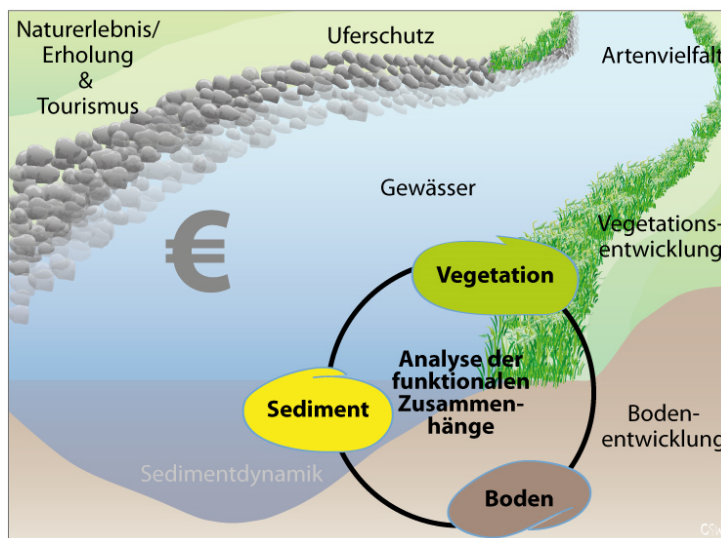


Abb. 1: Transdisziplinäre Untersuchungen an der Tideelbe.

In Kooperation mit der Georg-August-Universität Göttingen bearbeitet und bewertet das Teilprojekt „EcoBank“ Ökosystemleistungen verschiedener Uferstrukturen, um die beste gesamtwirtschaftliche und gesamtökologische Maßnahmenlösung bei potenziellen Uferrückbauten zu finden.

2 Welchen Wert haben die Ufer für die Gesellschaft?

Durch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (vgl. z. B. MA 2005, TEEB 2010) unterstützt die Natur menschliches Leben und Wirtschaften auf vielfältige Art und Weise.

Auch die Uferbereiche der Bundeswasserstraßen bieten viele Ökosystemleistungen, wie beispielsweise Habitate für Flora und Fauna, Nährstoffretention oder Möglichkeiten für Freizeit und Erholung.

Viele Umweltgüter haben allerdings als öffentliche Güter keinen Marktpreis, somit liegen auch keine direkten Informationen über die gesellschaftliche Nachfrage vor. Dadurch werden Umweltfolgen von Projekten meist unterbewertet.

“We use nature because it’s valuable, we lose it because it is free.”

(TEEB-Leiter P. Sukhdev im Interview mit Yale Environment 360, 2012)

Hier setzt die ökonomische Umweltbewertung an. Verschiedene sozio-ökonomische Methoden ermitteln gesellschaftliche Präferenzen und Wertschätzungen für Veränderungen in der Bereitstellung von Umweltgütern. Durch die daraus entstehende (monetäre) Bewertung können so mögliche Umweltveränderungen im Kontext verschiedener Planungen sowie Kosten-Nutzen-Analysen vergleichend erstellt werden. Dadurch entstehen ergänzende Informationen für politische Planungs- und Priorisierungsprozesse.

2.1 Umfragebasierte Präferenzermittlung

An der Tideelbe werden im Teilprojekt EcoBank erstmals mittels des Ökosystemansatzes wichtige Ökosystemleistungen von Uferbereichen ökonomisch bewertet.

Zur Erhebung des Nutzens wird im methodischen Rahmen einer wohlfahrtsökonomischen Kosten-Nutzen-Analyse (MARGGRAF et al. 2005) ein Choice Experiment (CE) eingesetzt. Bei dieser sozialwissenschaftlich-umweltökonomischen Befragungsmethode (z. B. HANLEY et al. 1998, ALPIZAR et al. 2003), werden direkt Präferenzäußerungen für eine oder mehrere Ökosystemleistungen auf einem hypothetischen Markt systematisch ermittelt.

Für die Befragung werden alternative Szenarien zum heutigen Zustand erstellt, die sich in ihren Ausprägungen ihrer Ökosystemleistungen (Attribute) unterscheiden. Dabei ist es wichtig, dass nur solche Umweltveränderungen zur Bewertung vorgelegt werden, deren Nutzen (*benefits*) von den Befragten – auch ohne spezielle umweltwissenschaftliche Ausbildung – ohne (Weiteres) erkennbar und bewertbar sind. Dafür werden in der Regel verschiedene qualitative Vorstudien durchgeführt, um das CE verständlich zu gestalten.

Zur Auswahl steht immer die Status-quo-Option, der zwei Alternativszenarien gegenübergestellt werden (Abb. 4). Die Befragten werden aufgefordert, aus den verschiedenen Optionen, wie sich die Umwelt – positiv wie negativ – verändern könnte, auszuwählen.

Den Attributen sind verschiedene Abgabebeträge zugeordnet. Der Status quo bedeutet immer keine zusätzlichen Kosten.

Aus der statistischen Analyse des Einflusses der einzelnen Charakteristika der Attribute kann auf deren relativen Einfluss auf die Auswahlentscheidung geschlossen werden. Wird nun der relative Einfluss einer Umweltveränderung ins Verhältnis gesetzt zum relativen Einfluss des Abgabe- bzw. Steuerattributs, ergibt sich die marginale Zahlungsbereitschaft für die jeweilige Veränderung (BARKMANN & SAUER 2015).

2.2 Hauptstudie zur Zahlungsbereitschaft an der Tideelbe

Die quantitative Hauptstudie an der Tideelbe bestand aus einem mehrseitigen Fragebogen. Nach einer Einführung in die Thematik und Informationen zur heutigen Ausprägung der Uferbereiche, gab es verschiedene skalierte Abfragen zur Meinung und Nutzung der Uferbereiche. Nach dem eigentlichem CE (s. u.) endete der Fragebogen mit sozio-demographischen Standardvariablen.

Die repräsentative Befragung wurde in 32 Verwaltungseinheiten entlang der Tideelbe postalisch durchgeführt (Abb. 2).

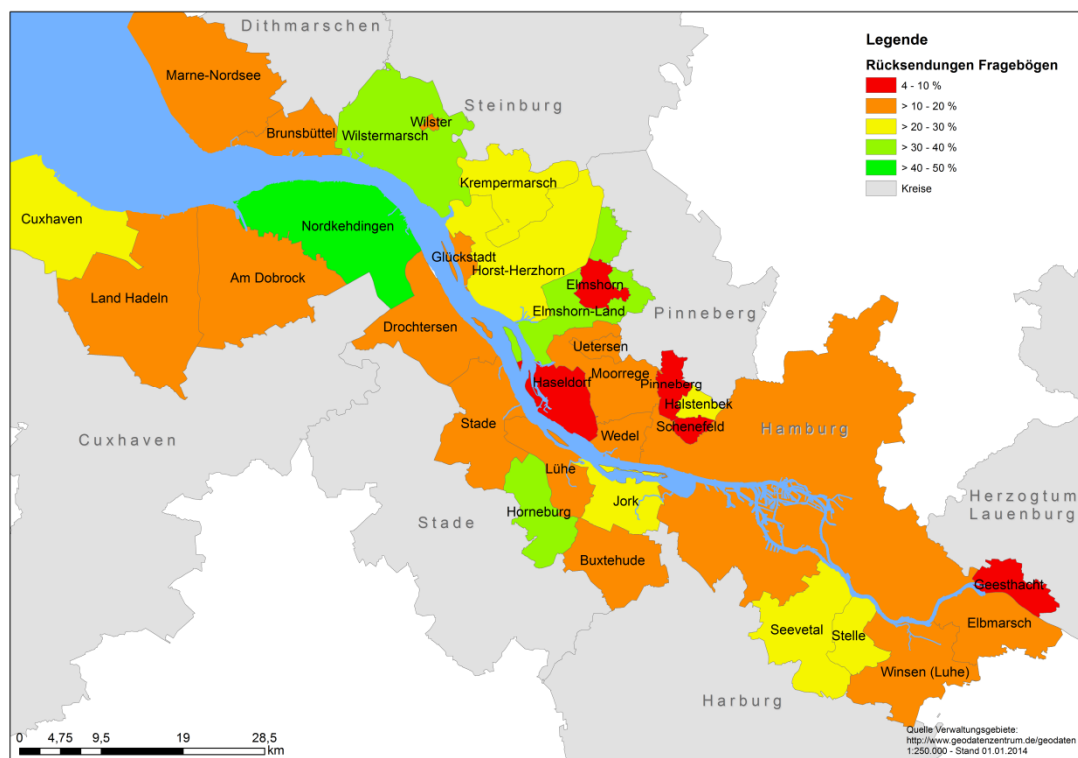


Abb. 2: Verwaltungseinheiten, in der die repräsentative Hauptstudie durchgeführt wurde inkl. der Rücksendungsquoten.

Vorhergehende Analysen von Luftbildern und Karten ergaben, dass rund 60 % der Ufer technisch geschützt sind und hierbei Abschnitte mit Steinschüttungen, unterteilt in vegetationsfrei sowie mit Bewuchs, dominieren, 40 % der Ufer haben ein naturnahes Erscheinungsbild (Abb. 3). Der Hamburger Hafen wurde dabei nicht in die Betrachtung einbezogen.



Abb. 3: Die drei häufigsten Uferbilder der Tideelbe.

In der Einführung wurde darauf hingewiesen, dass z. B. der Integrierte Bewirtschaftungsplan Elbeästuar (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2011) eine naturnähere Ufergestaltung fordert. Der Rückbau von technischem Uferschutz fördert z. B. die Ansiedlung typischer Tier- und Pflanzenarten. Deutlich betont wurde allerdings auch, dass dieses nur im Einklang mit dem Hochwasserschutz und der Schifffahrt einhergeht. Außerdem wurde erläutert, dass zum Zeitpunkt der Befragung noch keine konkreten Uferbereiche feststehen, an denen eine Umgestaltung ohne Gefährdung der verschiedenen Nutzungen möglich wäre. Da eine Uferumgestaltung sich mittel- und unmittelbar auf die Anwohner auswirken kann, ist es für eine ganzheitliche Beurteilung wichtig, wie die Ansichten der Bevölkerung vor Ort bzgl. des Zustands der Flussufer sind und welche Wünsche bestehen.

Das CE enthielt drei Attribute, auf die sich eine Uferumgestaltung direkt auswirken kann. Jedes Attribut wurde in drei Level als unterschiedliche Zustände unterteilt (Tabelle 1). In acht verschiedenen Choice Sets variierten die Kombinationen nach einem strengen Experimentaldesign (Abb. 4).

Tabelle 1

Attribute im Choice Experiment

Attribut	Level der unterschiedlichen Zustände		
Ufergestaltung an Orten für Freizeit und Erholung	Steinschüttung	Steinschüttung mit Bewuchs	Naturnah
Schutz von Tieren und Pflanzen*	Bestand stark verkleinert oder gefährdet	Bestand klein, aber ungefährdet	Gute, stabile Bestände
Natürliche Uferentwicklung	Auf 40 % (Status quo)	Auf 50 %	Auf 60 %

**Als exemplarische Beispiele wurden die der Bevölkerung weitgehend bekannten und naturschutzfachlich relevanten Arten Blaukehlchen, Stint und Schierlingswasserfenchel benannt.*













Elbufer heute		Elbufer A		Elbufer B	
Ufer an Orten für Freizeit und Erholung		Ufer an Orten für Freizeit und Erholung		Ufer an Orten für Freizeit und Erholung	
Bestand Arten  	Stark verkleinert oder gefährdet	Bestand Arten  	Stark verkleinert oder gefährdet	Bestand Arten  	Guter, stabiler Bestand
Natürliche Uferentwicklung 	40% (132 km)	Natürliche Uferentwicklung 	40% (132 km)	Natürliche Uferentwicklung 	40% (132 km)
Kosten pro Haushalt und Jahr	0 €	Kosten pro Haushalt und Jahr	25 €	Kosten pro Haushalt und Jahr	10 €
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	

Abb. 4: Beispiel eines Choice Sets, das den Befragten zeigt, wie sich die Elbufer als potenzielle Auswirkungen einer Uferrenaturierung entwickeln können und die Befragten nach der Kombination fragt, die sie am meisten präferieren. Insgesamt sind es acht Auswahlsets nach einem strengen Experimentaldesign (BARKMANN & SAUER 2014).

3 Ergebnisse

3.1 Zahlungsbereitschaften der Tideelbe-Anwohner

Insgesamt konnten ca. 15 % der Rücksendungen (n = 508) vollständig ausgewertet werden. In Tabelle 2 sind die differenzierten Zahlungsbereitschaften für die möglichen Veränderungen der einzelnen Attribute aufgeführt.

Tabelle 2

Zahlungsbereitschaften in € pro Jahr pro Haushalt für mögliche Umweltveränderungen bei den einzelnen Attributen. **Kursiv:** heutiger Zustand, in der sich die Ufer überwiegend befinden. Veränderung A: Mögliche Entwicklung / Verbesserung um eine Stufe, Veränderung B: Mögliche Entwicklung/ Verbesserung um zwei Stufen.

Attribut	Level der Zustände		Veränderung A	Veränderung B
Uferbild	3	naturnah	2*	15
	2	Steinschüttung mit Bewuchs		
	1	Steinschüttung		
Artenbestand	3	Gute, stabile Bestände	17	34
	2	Klein, aber ungefährdet		
	1	Stark verkleinert oder gefährdet		
Natürliche Uferentwicklung	3	60 % (198 km)	11	7
	2	50 % (165 km)		
	1	40 % (132 km)		
*Das 95%-Konfidenzintervall der mittleren Zahlungsbereitschaft umschließt hier klar den Nullwert.				

Für einen Übergang von einem mit Steinschüttung verbauten Ufer zu einem naturnahen (vgl. Abb. 3, linkes und rechtes Uferbild) liegt eine hochsignifikante Zahlungsbereitschaft von 15 € pro Haushalt und Jahr vor. Zwischen den Uferbildern Steinschüttung und bewachsene Steinschüttung lässt sich statistisch keine signifikante, positive Wertschätzung nachweisen.

Ausgehend von stark verkleinerten oder gefährdeten Artenbeständen wurde für eine Verbesserung um eine Stufe (klein, aber ungefährdet) eine höchstsignifikante mittlere Zahlungsbereitschaft von 17 € pro Haushalt und Jahr ermittelt. Verbessert sich der Artenbestand um zwei Stufen auf gute, stabile Bestände, liegt sogar eine doppelt so hohe Zahlungsbereitschaft vor.

Auch für Ufer mit naturnaher Entwicklung liegen positive Wertschätzungen vor. Hier allerdings muss zwischen den abgefragten Umfängen der potenziellen Rückbauszenarien unterschieden werden. Bei zusätzlichen 33 km – gegenüber dem Status quo von 130 km – natürlicher Uferentwicklung gibt es eine Zahlungsbereitschaft von 11 € pro Haushalt und Jahr, die jedoch bei einem Deckwerksrückbau von 66 km auf 7,50 € sinkt.

Nach der konsistenzkonformen Bedingung steigt die Zahlungsbereitschaft mit höherem Einkommen und geht mit zunehmender Entfernung des Wohnorts zur Elbe zurück. Ein Alterseinfluss auf die Zahlungsbereitschaft konnte nicht festgestellt werden.

3.2 Exemplarische Kosten-Nutzen-Analyse

Die erhobenen Zahlungsbereitschaften wurden exemplarisch in eine Kosten-Nutzen-Analyse für eine potenzielle Rückbaumaßnahme integriert. Auf der Elbinsel Lühesand wird aktuell auf dem Uferbereich zur Süderelbe eine mögliche Deckwerksabsenkung von 2,8 km unter-

sucht, um u. a. eine typische Zonierung von Tideröhrichten zu fördern. Die Nutzen, ausgedrückt durch die Zahlungsbereitschaften, belaufen sich für einen angenommenen Planungshorizont von 30 Jahren und einer Abzinsungsrate von 4 % auf einen Gesamtbarwert von ca. 3,6 Mio. €. Dieser Nutzenstrom ist eine eher konservative Berechnung, da beispielsweise aufgrund unsicherer Vorhersage von Bestandsverbesserungen, eines kleinen Einzugsgebiets, der Konkurrenz in der Nähe liegender Strände und ggf. geringerer touristischer Nutzung die Wertschätzungen nur anteilig berechnet wurden (BARKMANN & SAUER 2015).

Auf der Kostenseite sind u. a. die Kosten für den Uferrückbau eingegangen, die mit 2,8 Mio. € Anfangsinvestitionen beziffert wurden. Einige Positionen konnten aufgrund fehlender belastbarer Daten und Vorhersagemodelle nur als Merkposten aufgeführt werden.

Mit den in die Kosten-Nutzen-Analyse eingegangenen Werten ergibt sich ein Netto-Barwert der Maßnahme von 0,8 Mio. € und eine rechnerische Amortisationszeit von 20 Jahren. In der Einzelbetrachtung wäre die Maßnahme Lühesand damit aus umweltökonomischer Sicht als rentabel zu bezeichnen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Das Teilprojekt EcoBank zeigt, dass eine Bewertung des gesellschaftlichen Mehrwertes eines Uferrückbaus mittels umweltökonomischer Methoden möglich ist.

Die umfassende Analyse der häufigsten Ufergestaltungen erfasste die gesellschaftliche Wertschätzung verschiedener kultureller Ökosystemleistungen. Für eine/n vermehrten Natur- und Artenschutz, Uferästhetik und natürliche Uferdynamik gibt es an der Tideelbe eine nennenswerte Zahlungsbereitschaft.

Beispielhaft wurde aus den Ergebnissen eine Kosten-Nutzen-Rechnung auf eine potenzielle Rückbaumaßnahme angewendet. Den primären Investitionskosten für einen Uferrückbau steht ein hoher gesamtgesellschaftlicher Nutzen durch die Förderung spezifischer Ökosystemleistungen gegenüber, der durchaus auch beziffert werden kann. Wird dieses Wissen beispielsweise a priori in Projektplanungen für wasserwirtschaftliche Unterhaltungsmaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung integriert, sind diese nachhaltig gestaltbar und durch die Offenlegung ihres nicht nur wasserbaulichen sondern auch gesamtgesellschaftlichen Nutzens transparent und erfahren eine höhere Akzeptanz.

Literatur

ALPÍZAR, F., F. CARLSSON & P. MARTINSSON (2003): Using Choice Experiments for Non-Market Valuation. *Economic Issues* 8(1), 83-110.

Arbeitsgruppe Elbeästuar (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar.

BARKMANN, J. & U. SAUER (2014): EcoBank. Vom Tauschwert der Uferrenaturierung – Eine umweltökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen. PP-Beitrag bei der ElbService-Veranstaltung am 17. Dez. 2014.

- BARKMANN, J. & U. SAUER (2015): ElbService, Teilprojekt EcoBank. Abschlussbericht. (im Druck)
- FUCHS, E., E. M. BAUER, M. HEUNER, C. SCHMIDT-WYGASCH & U. SCHRÖDER (2013): Interdisciplinary research on new approaches for future management of the River Elbe. IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly. Deltas: Landforms, Ecosystems and Human Activities, 168-175.
- HANLEY, D., R. E. WRIGHT & V. ADAMOWICZ (1998): Using Choice Experiments to Value the Environment. Design Issues, Current Experience and Future Prospects. Environmental and Resource Economics 11(3-4), 413-428.
- MARGGRAF, R., I. BRÄUER, A. FISCHER, S. MENZEL, U. STRATMANN & A. SUHR (Eds.) (2005): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung. Marburg.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. In: The Millennium Ecosystem Assessment series (ed. by World Resources Institute), Washington, DC.
- SCHRÖDER, U., C. SCHMIDT-WYGASCH, M. HEUNER & E. FUCHS (2014): Practice oriented Research on the Estuary of the River Elbe (Germany) – Opportunities to Advance WwN Approaches. PIANC World Congress San Francisco, 8 S.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. (Prepared by Sukhdev, P.; Wittmer, H.; Schröter-Schlaack, Chr.; Nesshöver, C.; Bishop, J.; ten Brink, P.; Gundimeda, H.; Kumar, P. and Simmons, B.)
- Yale Environment 360 (2012): Putting a price on the real value of nature. Interview with Pavan Sukhdev, 5 January 2012,
http://e360.yale.edu/feature/putting_a_price_on_the_real_value_of_nature/2481/



Kontakt:

Dr. Carolin Schmidt-Wygasch
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306-5026
Fax: 0261/ 1306-5152
E-Mail: schmidt-wygasch@bafg.de

Jahrgang: 1978

1998-2006

Studium der Geographie, Wirtschaftsgeographie
und Internationalen Technischen und Wirtschaftli-
chen Zusammenarbeit an der RWTH Aachen

2006-2007

Wissenschaftliche Angestellte am Geographischen
Institut der RWTH Aachen

2007-2011

Promotion an der RWTH Aachen,
gefördert durch die Stiftung Archäologie im
Rheinischen Braunkohlenrevier

seit 2012

Wissenschaftliche Angestellte der Bundesanstalt
für Gewässerkunde, Referat U3 - Vegetationskun-
de, Landschaftspflege

Projektbearbeitung:

2012-2014: F&E-Projekt ElbService
seit 2015: F&E-Projekt ElbService II

Dr. Jan Barkmann

Dr. Uta Sauer

Georg-August-Universität Göttingen
Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung
Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik
Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen
E-Mail: jbarkma@uni-goettingen.de; usauer@uni-goettingen.de

Inwertsetzung technisch-biologischer Ufersicherungen

Lars Symmank und Katharina Raupach

1 Einleitung

Um die Ufer von Binnenwasserstraßen vor hydraulischen Belastungen infolge der Schifffahrt zu schützen, sind diese auf weiten Strecken durch Deckwerke aus Steinschüttungen gesichert. Diese Uferbereiche weisen oft nur wenig Strukturvielfalt auf, was zu einem Verlust an natürlicher Uferzonierung und Artenvielfalt an den Flüssen geführt hat. Um die wichtigen Übergangsbereiche zwischen Land und Wasser wieder in einen naturnäheren Zustand zu überführen, wird in den letzten Jahren verstärkt der Einsatz alternativer technisch-biologischer Ufersicherungen erprobt.

Diese Maßnahmen gewährleisten weiterhin den nötigen Erosionsschutz der Flussufer, jedoch wird dieser hauptsächlich durch den Einbau biologischer Komponenten erzielt. Ein positiver Effekt auf Struktur- und Artenvielfalt an Bundeswasserstraßen konnte in einer Fallstudie an der Mittelweser nachgewiesen werden (BfG & BAW 2008). Der Einfluss technisch-biologischer Ufersicherungen auf ökosystemare Leistungen der Ufer wurde bislang noch nicht erfasst. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Biologische Vielfalt an Bundeswasserstraßen“ untersucht die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Zusammenarbeit mit der Georg-August-Universität Göttingen die Auswirkungen alternativer Ufersicherungsmaßnahmen auf ökosystemare Leistungen. Die Ermittlung eines zusätzlichen Mehrwertes solcher Maßnahmen für die Gesellschaft kann weitere wichtige Argumente für den verstärkten Einbau alternativer technisch-biologischer Ufersicherungen an Wasserstraßen liefern.

2 Untersuchungsgebiet: Versuchstrecke Stolzenau (Mittelweser)

Die Versuchsstrecke Stolzenau umfasst einen ca. 750 m langen Uferabschnitt an der Mittelweser (Abb. 1), an welchem das vorhandene Deckwerk aus Schüttsteinen durch verschiedene Kombinationen aus technischen und biologischen Ufersicherungsmaßnahmen ersetzt wurde. Die technischen Komponenten bestehen aus Uferentsteinungen und -abflachungen sowie verschiedenen Formen der Wellenberuhigung (Faschinen, Steinwälle). Die biologischen Komponenten umfassen Initialpflanzungen verschiedener Röhricht- und Gehölzarten, z. B. in Form von Vegetationsmatten oder Weidenspreitlagen. Insgesamt umfasst die Versuchsstrecke 17 verschiedene Teilabschnitte. Seit Fertigstellung der Maßnahmen im Jahr 1989 haben sich an mehreren Bereichen der Versuchsstrecke naturnahe Röhricht- und Weichholzuengürtel entwickelt.

Das Untersuchungsgebiet stellt eine der wenigen Maßnahmen an Bundeswasserstraßen dar, an welchen langfristige Erfahrungen mit alternativen Ufersicherungen (ca. 25 Jahre) vorliegen. Des Weiteren ist eine Aufstellung der damaligen Baukosten vorhanden, welches eine wichtige Grundlage für Kosten-Nutzen-Betrachtungen von Maßnahmen bildet.

Das ursprüngliche Ziel der alternativen Bauweisen war eine ökologische Aufwertung des Weseruferes in einem strukturarmen und landwirtschaftlich geprägten Flussgebiet. Der Erfolg der Versuchstrecke hinsichtlich der Etablierung ufertypischer Lebensräume und Arten wurde in einem gemeinsamen Forschungsprojekt von BfG und BAW nachgewiesen und dokumentiert (BfG & BAW 2008).



Abb. 1: Versuchstrecke Stolzenau (2014).



Abb. 2: Weserufer im Bereich der heutigen Versuchsstrecke Stolzenau vor Durchführung der Baumaßnahmen (1988).

3 Methoden

Die Analyse der Umweltwirkungen der „Versuchstrecke Stolzenau“ erfolgt in enger Anlehnung an das Konzept des Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005). Hiernach stellen Ökosystemleistungen Nutzen dar, die Menschen aus Ökosystemen erhalten.

Der Fokus der Untersuchungen liegt auf den regulatorischen und kulturellen Ökosystemleistungen, welche in Flussauen eine zentrale Rolle einnehmen (SCHOLZ et al. 2012). Im Vorfeld der Detailerfassung der regulatorischen Ökosystemleistungen erfolgte die Ermittlung eines jeweils besonders kosteneffizienten „Röhricht“- bzw. „Gehölz“-Teilabschnittes der Versuchsstrecke. Diese wurde auf Grundlage vorhandener Informationen aus der Baukostendokumentation der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, dem wissenschaftlichen Bericht von BfG und BAW (2008), weiterer Literaturquellen sowie eigener Begutachtungen der Versuchsstrecke

vor Ort durchgeführt. Anschließend wurden die regulatorischen Dienstleistungen separat für die beiden ermittelten Varianten der Ufersicherung quantifiziert und mit der ursprünglichen Uferbefestigung vor Durchführung der Baumaßnahmen (Abb. 2) verglichen.

Darüber hinaus werden kulturelle Dienstleistungen, wie z. B. Naturerlebnis und Ästhetik anhand von Stakeholderbefragungen ermittelt. Diese beziehen sich im Wesentlichen auf die gesamte Versuchstrecke bzw. auf naturnahe Flusssufer im Allgemeinen.

3.1 Regulatorische Ökosystemleistungen – Kohlenstoffspeicherung der Biomasse

Die Entwicklung der Biomasse wurde für die beiden ausgewählten Maßnahmentypen separat ermittelt. Der Bewuchs der Ausgangssituation bestand aufgrund der stark ausgeprägten Steinschüttung und der sich anschließenden Viehweide (Abb. 3a) aus kleinwüchsigen Gras sowie vereinzelt Buschwerk, Röhricht und Hochstauden (BfG & BAW 2008). In der Summe kann deshalb die Biomasse des ursprünglichen Ufers im Vergleich mit den späteren alternativen Ufersicherungsvarianten vernachlässigt werden.

Zur Ermittlung der ober- und unterirdischen Biomasse des Maßnahmentyps „Weidenspreitlage“ wurden die Höhe und der Durchmesser (in Brusthöhe) der einzelnen Weidenstämme vermessen und daraus die Stamm- und Wurzelbiomasse abgeleitet (ZIANIS et al. 2005, MOKANY et al. 2006). Die Biomasse im Maßnahmentyp „Röhricht“ wurde ausgehend von der Grundfläche des Röhrichtbestandes anhand von Literaturquellen berechnet (ZERBE et al. 2013, STEFFENHAGEN et al. 2008). Aus der Gesamtbiomasse des jeweiligen Maßnahmentyps wurde der gebundene Kohlenstoffanteil abgeleitet (RICHTER et al. 1995) und in CO₂-Äquivalente überführt.

3.2 Regulatorische Ökosystemleistungen – Denitrifikation

Die Analyse der Veränderungen der Denitrifikationsleistungen infolge der Maßnahmen folgt dem Ansatz von SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012). Ausschlaggebend sind eine sich ändernde Auenzustandsklasse durch die durchgeführte Uferentsteinung und die Etablierung standortheimischer Gehölze im Bereich der ehemaligen Weidenspreitlage (Abb. 3b) sowie sich ändernde Überflutungshäufigkeiten infolge der Uferabflachungen im Röhrichtbereich (Abb. 3c).

3.3 Regulatorische Ökosystemleistungen – Phosphorretention

Auch die Ermittlung der Phosphorretention folgt den Angaben aus SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012). Ausschlaggebend sind hier veränderte Oberflächenrauigkeitsraten der Vegetation im Vergleich zur Ausgangssituation durch das Röhricht und Weichholzaueengebüsch sowie die Uferabflachung im Röhrichtbereich.

3.4 Regulatorische Ökosystemleistungen – Uferschutz

Die durchgeführten Maßnahmen haben sich unter der vorherrschenden Wellenbelastung als ausreichender Erosionsschutz für die Ufer der Weser erwiesen (BfG & BAW 2008). Demnach können alternative technisch-biologische Ufersicherungen in diesem Bereich die ursprünglich vorhanden Steinschüttung vollwertig ersetzen. Die dadurch eingesparten Kosten der Unterhaltung konventioneller Deckwerke wurden der Studie von FLEISCHER & KAYSER (2006) entnommen.

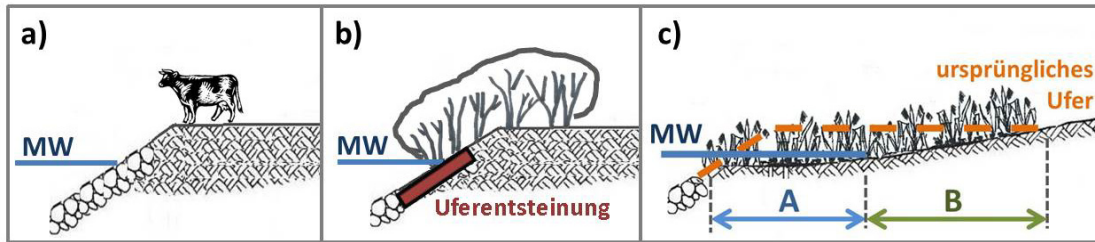


Abb. 3: Schematische Darstellung der untersuchten Ufertypen.
a) Ausgangssituation: Rinderweide, versteintes Uferdeckwerk, Böschungsneigung 1:3.
b) Maßnahmentyp „Weidenspreitlage“: Uferentsteinung, vorhandene Böschungsneigung beibehalten.
c) Maßnahmentyp „Röhricht“: Uferentsteinung, Uferabflachung 1:7.

3.5 Kulturelle Ökosystemleistungen – Stakeholderbefragung

Die Auswahl der Stakeholdergruppen orientiert sich an den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) unter Berücksichtigung der regionalen Gegebenheiten. Auf Basis von Literaturanalysen, Vor-Ort-Terminen und vier Pretests wurde ein „Rahmen“- bzw. „Basis“-Fragebogen entwickelt, auf dessen Grundlage die jeweils relevanten Aspekte für die insgesamt 16 Expertengespräche zusammengestellt wurden. Die Befragung erfolgte mit einem Mixed-Methods-Fragebogen, der überwiegend aus offenen Fragen bestand, teilweise aber auch geschlossene Fragen enthielt, die anhand siebenstufiger endpunktbenannter Likertskalen beantwortet werden konnten.

4 Ergebnisse

Die Uferbeschaffenheit vor Durchführung der Maßnahmen, welche exemplarisch für einen Großteil der heutigen Ufer der Mittelweser steht, stellt der Gesellschaft deutlich geringere ökosystemare Leistungen zur Verfügung als die hier untersuchten alternativen Ufersicherungsmaßnahmen. Im Bereich der Weidenspreitlage konnte sich in den vergangenen 25 Jahren ein ca. 5 m breiter Weichholzauengürtel entwickeln, was zu einer deutlichen Zunahme der Biomasse und damit zur Fixierung klimaschädlicher Treibhausgase (CO₂) geführt hat. Des Weiteren führt der nun vorherrschende naturnahe Uferbewuchs in Verbindung mit der Entfernung des rein technischen Deckwerks zu einer Verbesserung der Auenzustandsklasse. Daraus lässt sich ableiten, dass in diesem Bereich mit einer höheren Denitrifikationsrate zu rechnen ist.

Die Biomasseentwicklung im Röhrichtbereich fällt im Vergleich zur Weidenspreitlage geringer aus. Jedoch bindet besonders das ausdauernde unterirdische Rhizom der Röhrichtpflanzen (*Phragmites australis*) deutlich mehr Kohlenstoff als die überwiegend kleinwüchsige Vegetation der Ausgangssituation. Von besonderer Bedeutung für die Denitrifikation ist die Uferabflachung, welche unterhalb der Mittelwasserlinie zu einer Vergrößerung der dauerhaft überfluteten Uferfläche führt (Abb.3c, A). Aber auch abgeflachte Bereiche oberhalb der Mittelwasserlinie (Abb.3c, B) werden schon bei kleinen Hochwässern häufiger überflutet und weisen somit höhere Denitrifikationspotenziale auf.

Beide Maßnahmentypen besitzen aufgrund ihrer veränderten Vegetationshöhe und -dichte eine deutlich erhöhte Oberflächenrauigkeit als das ursprüngliche Ufer. Bei Überflutungseignissen können deshalb durch verstärkte Sedimentationsprozesse höhere Phosphorretentionsraten erreicht werden. Diese können besonders in abgeflachten Bereichen (Abb. 3c, A) um bis zu 50 x höher ausfallen als an rein technisch gesicherten steilen Uferböschungen (SCHULZ-ZUNKEL 2012). Die eingesparten Unterhaltungskosten für konventionelles Uferdeckwerk infolge der alternativen Bauweisen belaufen sich auf ca. 1 €/ pro m und Jahr.

Die Ergebnisse der Stakeholderbefragung weisen darauf hin, dass alternative Ufersicherungen von der Mehrzahl der betroffenen Befragten positiv wahrgenommen werden. Es zeigt sich, dass naturnahe Ufer für die Gesellschaft einen spürbaren Mehrwert erbringen können. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass neben dem lokalen Hochwasserschutz die Förderung der Biodiversität einen hohen Stellenwert einnimmt.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die hier vorgestellte Studie ist ein erster Versuch, ökosystemare Leistungen anhand einer Fallstudie für kleinräumige alternative Ufersicherungen zu ermitteln. Die Erfassung aller relevanten Leistungen bedarf weiterer Studien und einer detaillierten Erforschung der komplexen Zusammenhänge der einzelnen Ökosystemleistungen.

Die Studie beschränkt sich deshalb vorerst auf relevante quantifizierbare Dienstleistungen, für welche bereits grundlegende Erkenntnisse vorliegen. Trotzdem ist auch hier die Datenlage noch ungenügend und besonders für die lokalen kleinräumigen Standortparameter (z. B. Boden, Überflutungshäufigkeiten ...) nicht ausreichend. Aus diesem Grunde wurden für alle Aussagen eher konservative Werte angenommen, um eine Überschätzung der Leistungen auszuschließen. Darüber hinaus konnten wichtige ökosystemare Leistungen der Flussauen, wie z. B. die Kohlenstofffixierung im Boden aufgrund mangelnder Daten nicht näher untersucht werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass zumindest in den dauerhaft überfluteten Bereichen die Emissionsrate von Kohlenstoffdioxid aus dem Boden stark abnimmt. Jüngere Studien weisen darauf hin, dass die Retentionspotenziale besonders in den abgeflachten Uferbereichen noch deutlich über den hier ermittelten Werten liegen können (vgl. SCHULZ-ZUNKEL 2012). Des Weiteren ist besonders im Maßnahmentyp „Weidenspreitlage“ die maximale Biomasseakkumulation nach 25 Jahren noch nicht erreicht. Bei einer weiterhin unterlassenen Uferunterhaltung werden langfristig andere hochwüchsige Baumarten die jetzigen strauchartigen Weiden ersetzen. Darüber hinaus wurden viele Pflanzenorgane mit hohem Kohlenstoffspeicherpotenzial (z. B. Äste, Blätter, Feinwurzeln) in dieser Studie noch nicht berücksichtigt.

Es ist deshalb davon auszugehen, dass bei einer verbesserten Datengrundlage deutlich höhere Ökosystemleistungen von alternativen technisch-biologischen Ufersicherungen ermittelt werden können.

Literatur

- BfG & BAW (2008): Untersuchungen zu alternativen technisch-biologischen Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen. *Teil 2: Versuchsstrecke Stolzenau / Weser*. BfG-Nr.: 1579 / BAW-Nr.: 2.04.10151.00 Eigenverlag, Karlsruhe / Koblenz.
- EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327 vom 22.12.2000.
- FLEISCHER, P. & J. KAYSER (2006): Analyse bestehender Deckwerke für den Uferschutz an Binnenwasserstraßen. In *Tagungsunterlagen, PLANC-Kongress*.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. In: The Millennium Ecosystem Assessment series (ed. by World Resources Institute), Washington, DC.
- MOKANY, K., R. RAISON & A. S. PROKUSHKIN (2006): Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1), 84-96.
- RICHTER, D. D., D. MARKEWITZ, J. K. DUNSOMB, P. R. HEINE, C. G. WELLS, A. STUANES, H. L. ALLEN, B. URREGO, K. HARRISON & G. BONANI (1995): Carbon cycling in a loblolly pine forest: implications for the missing carbon sink and for the concept of soil. In: Carbon forms and functions in forest soils. Soil Science Society of America Inc., S. 233-251.
- SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 124.
- SCHULZ-ZUNKEL, C., M. SCHOLZ, H. D. KASPERDIUS, F. KRÜGER, S. NATHO & M. VENOHR (2012): Nährstoffrückhalt. In: Ökosystemfunktionen von Flussauen (ed.: SCHOLZ et al.). *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 124.
- STEFFENHAGEN, P., D. ZAK, K. SCHULZ, T. TIMMERMANN & S. ZERBE (2008): Biomass and nutrient stock of submersed and floating macrophytes in shallow lakes formed by rewetting of degraded fens. *Hydrobiologia* 692, 99-109.
- ZERBE, S., P. STEFFENHAGEN, K. PARAKENINGS, T. TIMMERMANN, A. FRICK, J. GELBRECHT & D. ZAK (2013): Ecosystem service restoration after 10 years of rewetting peatlands in NE Germany. *Environmental management*, 51(6), 1194-1209.
- ZIANIS, D., P. MUUKKONEN, R. MÄKIPÄÄ & M. MENCUCCINI (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. Finnish Society of Forest Science, Finnish Forest Research Institute.



Kontakt:

Dr. Lars Symmank

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5150

Fax: 0261/ 1306 5152

E-Mail: symmank@bafg.de

Jahrgang: 1981

2000-2007

Studium der Biologie an der Technischen Universität Dresden

2007-2011

Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Arbeitsgruppe „Plant Phylogenetics and Phylogenomics“ der TU-Dresden

2011

Promotion

seit 2012

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U3 - Vegetationskunde, Landschaftspflege

Projektbearbeitung:

2012-2014: Biologische Vielfalt an Bundeswasserstraßen

seit 2015: Förderung floristischer Vielfalt

Dr. sc. agr. Katharina Raupach

Georg-August-Universität Göttingen

Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung

Arbeitsbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik

Platz der Göttinger Sieben 5

37073 Göttingen

E-Mail: kraupac@uni-goettingen.de

Was würde es kosten, die Sohlerosion am Niederrhein nicht zu bekämpfen? – Versuch einer Bilanzierung der Veränderung der Auenvegetation

Peter J. Horchler, Mathias Scholz und Elmar Fuchs

1 Einleitung

Wie alle in ihrem Bett fixierten Flüsse weist auch die Sohle des Niederrheins eine Erosionsrate auf, die deutlich (20fach bis 40fach höher) über das natürliche Maß hinausgeht (DRÖGE & GÖLZ 1997). Sie betrug in den zurückliegenden 80 Jahren 100 bis 150 cm. An bestimmten Stellen im Rheinabschnitt nahe der niederländischen Grenze wurden Erosionsraten von bis zu 4 cm pro Jahr gemessen (Auskunft des WSA Duisburg-Rhein). Aus diesem Grunde verstärkte die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) in den letzten Jahren die Anstrengungen, durch eine geeignete, aber sehr teure Geschiebezugabe diese Erosion zu mindern, um die Sicherheit und Leichtigkeit der Schifffahrt zu gewährleisten. So wurden im Zeitraum 2008 bis 2013 im Bereich der Rhein-Km 808-850 insgesamt 840.000 Tonnen Geschiebe zugegeben (MESSING 2008). Dies kostete 33 Millionen Euro. In diesem Zusammenhang kam seitens des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Duisburg-Rhein die Frage auf, welcher ökologische Schaden bei unterlassener Geschiebezugabe am Niederrhein entstanden wäre. Hierbei werden Ökosystemleistungen und die Habitatfunktion als Mittel für eine Abschätzung der gesamtgesellschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse von Maßnahmen verwendet, die bisher ganz überwiegend aus Sicht der Schifffahrt betrachtet wurden. Der Auftrag zur Ermittlung des möglichen Schadens und einer Bilanzierung möglicher wirtschaftlicher Kosten erging an die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG).

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Rhein-Km 832,1 - 864,5) in der Nähe der niederländischen Grenze umfasst 5.400 ha der aktiven Aue (Abb. 1). Es ist von intensiver Grünland- und Ackernutzung geprägt. Naturnahe Wald- oder Feuchtflächen haben einen geringen Flächenanteil. Dennoch hat das Gebiet v. a. für den Vogelschutz als Rastplatz für arktische Wintergäste eine hohe Bedeutung. Demzufolge sind auch große Flächenanteile unter Schutz (RAMSAR, EU-Vogelschutzgebiet, FFH, NSG) gestellt worden.

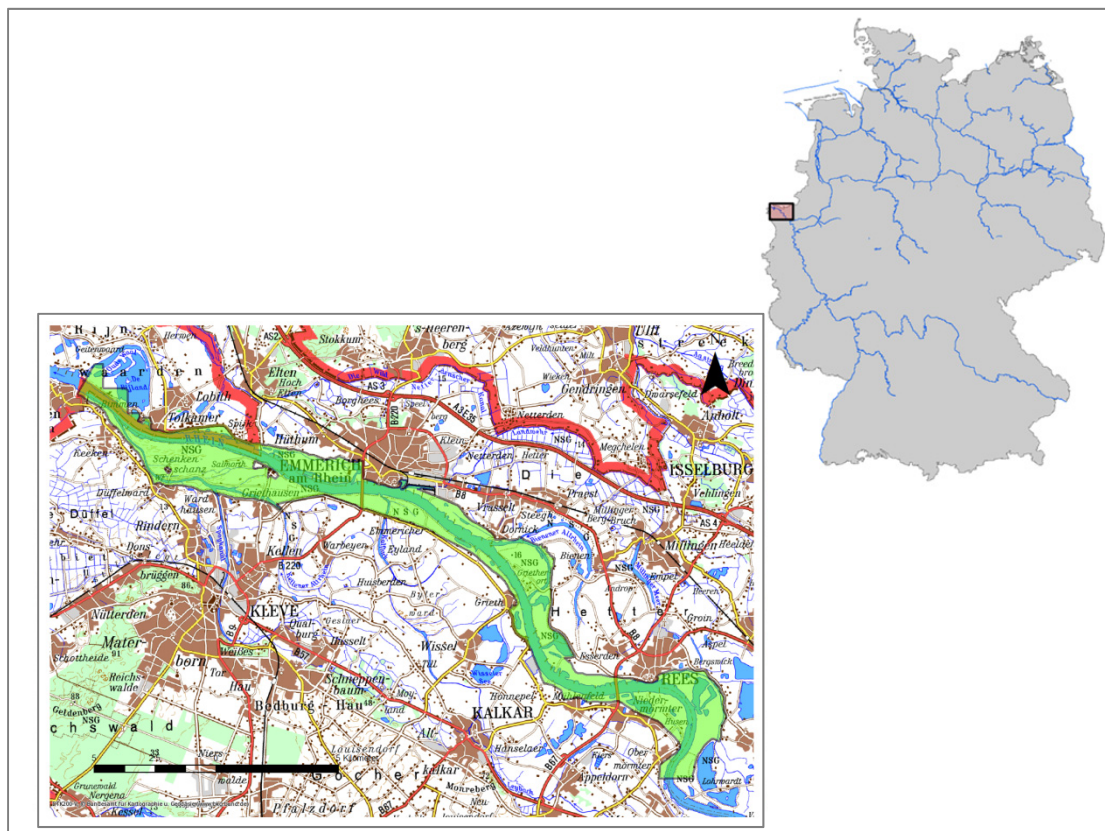


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (helltürk, links unten). Quelle: WMS der WSV

3 Methoden

Für die Analyse der möglichen Auswirkungen einer ungebremsten Sohlerosion wurde ein Zeitraum von 14 Jahren (2000 bis 2013) betrachtet. Die Eingrenzung auf diesen Zeitraum wurde gewählt, da seit dem Jahr 2000 die Geschiebezugabe systematisch und intensiv vom WSA Duisburg-Rhein durchgeführt wurde.

Die Grundlage für alle weiteren Betrachtungen ist die Ermittlung der erosionsbedingten Veränderung der Überflutungsdauer. Mit Hilfe der BfG-Software INFORM (FUCHS et al. 2012) konnte flächig die mittlere Überflutungsdauer (Mittel von 2002 bis 2010) berechnet werden. Diese wurde unter der Annahme einer erosionsbedingten, mittleren jährlichen Absenkung des Gleichwertigen Wasserstandes (GIW) von 2 cm über 14 Jahre erneut berechnet. Durch Subtraktion dieses Datensatzes von dem für den nicht erodierten Zustand (GIW 2012) konnte der mittlere Verlust an Überflutungstagen nach 14 Jahren Erosion abgeschätzt werden. Die beiden Datensätze zur Überflutungsdauer bilden die Grundlage zur Berechnung wichtiger Kennwerte für die Abschätzung des ökologischen Schadens.

Diese Kennwerte sind der Verlust des Potenzials der Flusssau:

- > zur Denitrifikation
- > zur Phosphorretention (P-Rückhalt über Sedimentation)
- > für wertvolle Lebensräume (hier: Flutrassen/Nassweide)

Für diese Kennwerte lässt sich der Flächenverlust bilanzieren und monetarisieren.

Bei der **Denitrifikation** wird durch anaeroben bakteriellen Stoffwechsel der im Nitrat (NO_3^-) gebundene Stickstoff zu molekularem Stickstoff (N_2) und Stickoxiden (N_2O) umgewandelt (reduziert) und somit dem (lokalen) System entzogen.

Bei der **Phosphorretention** wird das im Flusswasser an Partikel gebundene P durch Sedimentation bei Hochwasserereignissen im Vorland abgelagert. Dort wird es durch die Aufnahme in Pflanzen sozusagen temporär dem (lokalen) System entzogen.

Bestimmende Faktoren für beide Prozesse in Auen sind die Nährstofffracht im Fluss bzw. das Nährstoffdargebot in der Aue durch Düngung, die Überflutungsfläche, die Überflutungsdauer und die Landnutzung. Da Phosphor sedimentgebunden in die Aue transportiert wird, erhöhen stärkere Hochwasserereignisse (\rightarrow hoher Eintrag) und ein hydraulisch raues Vorland (\rightarrow hohe Sedimentation) die Retention. Dies gilt auch für partikulär gebundenen Stickstoff.

Die Fähigkeit von Flussauen, Nährstoffe (v. a. N und P) aus dem System zu entfernen oder zurückzuhalten, wird als bedeutende Ökosystemleistung betrachtet (z. B. GREN 1995, DEHN-HARDT & BRÄUER 2008, Scholz et al. 2012). Wesentliche ökosystemare Prozesse, auf denen der Nährstoffrückhalt in Auen basiert, sind im Stickstoffkreislauf die Denitrifikation und im Phosphorhaushalt die Sedimentation. Beide Prozesse hängen maßgeblich von den hydrologischen Verhältnissen der untersuchten Standorte ab, die sich allerdings auf einer bundesweiten Skalenebene nur sehr vereinfacht darstellen lassen (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). Zur Ermittlung der Denitrifikation und P-Retention in Flussauen wurden deshalb mittels bundesweit verfügbarer Fachdaten von SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012) Algorithmen aufgestellt, die mittels Verknüpfung von Literaturwerten eine Abschätzung der N- und P-Retentionsraten in deutschen Flussauen und Flüssen ermöglicht. Insbesondere die Denitrifikation wird u. a. auch durch Dauer und Ausmaß der Bodenvernässung gesteuert (Redoxverhältnisse), während die P-Retention durch Sedimentation v. a. mit der Hydraulik und der Rauigkeit der Landnutzung in der Aue zusammenhängt. Obwohl die Verweildauer des Hochwassers in der Aue bei der Denitrifikation und bedingt auch für die P-Retention als ein wesentlicher Faktor angenommen wird, konnte sie bei dem bundesweiten Ansatz nur vereinfacht berücksichtigt werden (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). In dieser Studie wird angenommen, dass für beide Prozesse die Retentionsleistung in Auen wesentlich von der Überflutungsdauer der Vorlandflächen abhängt. Hier wird der Versuch unternommen, die Retentionsraten über einfache lineare Beziehungen in einen Zusammenhang mit der berechneten Überflutungsdauer zu stellen. Die zwei Konzeptmodelle für die Denitrifikation und P-Retention werden in Abb. 2 dargestellt.

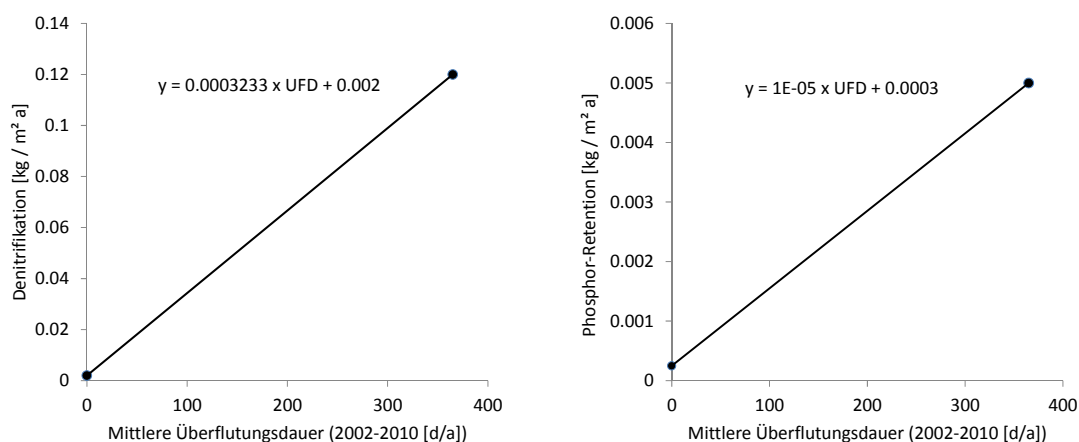


Abb. 2: Konzeptmodelle zur Vorhersage der N- (links) und P-Retentionsrate (rechts) in Flussauen in Abhängigkeit von der mittleren jährlichen Überflutungsdauer (UFD).

Für den Startwert des Modells für die Denitrifikation ($0,002 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) wurde ein plausibler Mittelwert für Auengrünland aus VAN DER LEE et al. (2004) gewählt. Der Endwert ($0,12 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) für einen dauernassen Zustand entspricht einer ganzjährigen Überflutung der Aue bzw. im Fluss und wurde einer aktuellen Studie der BfG an der Elbe (RITZ & FISCHER 2015, S. 83ff.) entnommen. Die Fähigkeit des Bodens, Wasser zu binden und damit die Denitrifikation mit zu beeinflussen (z. B. PINAY et al. 2007), wurde über eine Korngrößenabhängige Korrekturannahme vorgenommen. Böden mit einem hohen Wasserhaltevermögen (hohe Feldkapazität und hoher Anteil Haftwasser, bei schluffreichen bindigen Böden) bekommen einen Zuschlag zur Denitrifikationsrate, während sandreiche (schnell drainend) und tonreiche Böden (hoher Totwasseranteil) mit weniger gutem Wasserhaltevermögen einen Abschlag erhalten. Zu- und Abschläge wurden demnach am Gehalt von Schluff und Ton im Oberboden festgemacht versehen (Tabelle 1). Die notwendige Information wurde der digitalen Bodenkarte von NRW (SCHREY 2014) entnommen.

Tabelle 1

Liste der Zu- und Abschläge der berechneten Denitrifikationsrate in Abhängigkeit vom kombinierten Schluff- und Tongehalt des Oberbodens in Anlehnung an PINAY et al. (2007)

U&T-Gehalt [%]	1 - 19	20 - 39	40 - 59	60 - 69	70 - 79	80 - 89	90 - 100
multipliziert mit:	0.8	0.9	1	1.1	1.2	1.3	0.9

Alle Angaben wurden mit Hilfe von ArcGIS 10.2 flächenhaft berechnet.

Für die Start- ($0,00025 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Endwerte ($0,005 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) der P-Retention wurde auf die Faustzahlen aus SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012) zurückgegriffen (Abb. 2).

Um den Verlust des Nährstoffretentionspotenzials auch monetär auszudrücken, wurde mit sogenannten Grenzkosten gerechnet. Hierbei werden für Stickstoff $6 \text{ € kg}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für Phosphor $60 \text{ € kg}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angesetzt, was in etwa den Kosten für die Beratung der Landwirte bzgl. der Einsparung von Dünger oder erosionsmindernder Bewirtschaftung entspricht (BORN et al. 2012).

Der Lebensraum „Flutrasen/Nassweide“ wurde anhand von Vegetationsdaten mit Hilfe eines statistischen Habitatmodells abgegrenzt. Zur Anwendung kam ein sog. Generalisiertes Additives Modell (z. B. GUIAN et al. 2012). Der Lebensraum „Flutrasen/Nassweide“ wurde beispielhaft als Platzhalter herangezogen, um die Verluste an wertvollen Lebensräumen darzustellen. Er eignet sich besonders, da er nicht nur Habitate für Pflanzen sondern auch Amphibien repräsentiert. Vögel, v. a. arktische Wintergäste, halten sich ebenfalls bevorzugt in diesen Bereichen auf. Tatsächlich wären auch schleichende Verluste anderer Lebensräume (z. B. Weichholzhabitate und Uferpionierfluren) zu verzeichnen. Für den Bereich des Niederrheins sind diese Lebensräume von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung.

Zur Bilanzierung der Verluste wertvoller Lebensräume werden zwei Ansätze betrachtet:

- > Die (theoretische) Zahlungsbereitschaft der Anrainergemeinden zum Erhalt wertvoller Lebensräume (Natur/Biodiversität).

Hierzu wird ein Wert von 15 € pro Haushalt und Jahr verwendet, der sich an eine Studie von der Tideelbe (BARKMANN & SAUER 2015) anlehnt. Betrachtet werden lediglich die Haushalte der unmittelbaren Anrainergemeinden, die sich auf ca. 50.000

belaufen. In Anlehnung an BARKMANN & SAUER (2015) wird ein konservativer Sicherheitsabschlag von 67 % gewählt, d. h. nur ein Drittel der Haushalte (16.500) für die Rechnung berücksichtigt. In einer überwiegend landwirtschaftlichen und wenig touristischen Region erscheint dieses Vorgehen gerechtfertigt.

- > Die Baukosten für die (theoretische) Abgrabung bestimmter Flächen, um diese wieder zu überfluten.

Hierzu wurde eine Kalkulationsgrundlage des WSA Duisburg-Rhein zur Abgrabung von Vorlandflächen verwendet, die beim Bau der Flutmulde Rees zum Einsatz kam. Hierbei wurden für 20 cm Abgrabung auf einem Hektar 150.000 Euro angesetzt. Diese Kalkulation enthält alle anfallenden Kosten, inkl. Baustelleneinrichtung, Zuwegung, Zwischenlager, Untersuchung und Entsorgung belasteten Bodenmaterials.

4 Ergebnisse

4.1 Änderung der Überflutungsdauer

Aufgrund der Berechnung des Verlustes der mittleren jährlichen Überflutungsdauer im Gesamtgebiet (5.400 ha) kann abgeschätzt werden, dass unter dem Erosionsszenario (→ Absenkung des GIW um 28 cm) in hohen Lagen der Flussaue 120 ha nicht mehr überflutet würden. Dies sind ca. 2 % der bisher überfluteten Gesamtfläche. Auf etwa 940 ha (17 % der bisher überfluteten Gesamtfläche) kommt es zu einem Verlust an Überflutungsdauer von 6 bis 44 d a⁻¹. Der Effekt der Erosion auf die Überflutungsdauer wirkt sich vor allem flussnah und in tief liegenden Auenflächen aus. Beispielhaft wird in Abb. 3 der Bereich des Naturschutzgebietes „Emmericher Ward“ dargestellt.

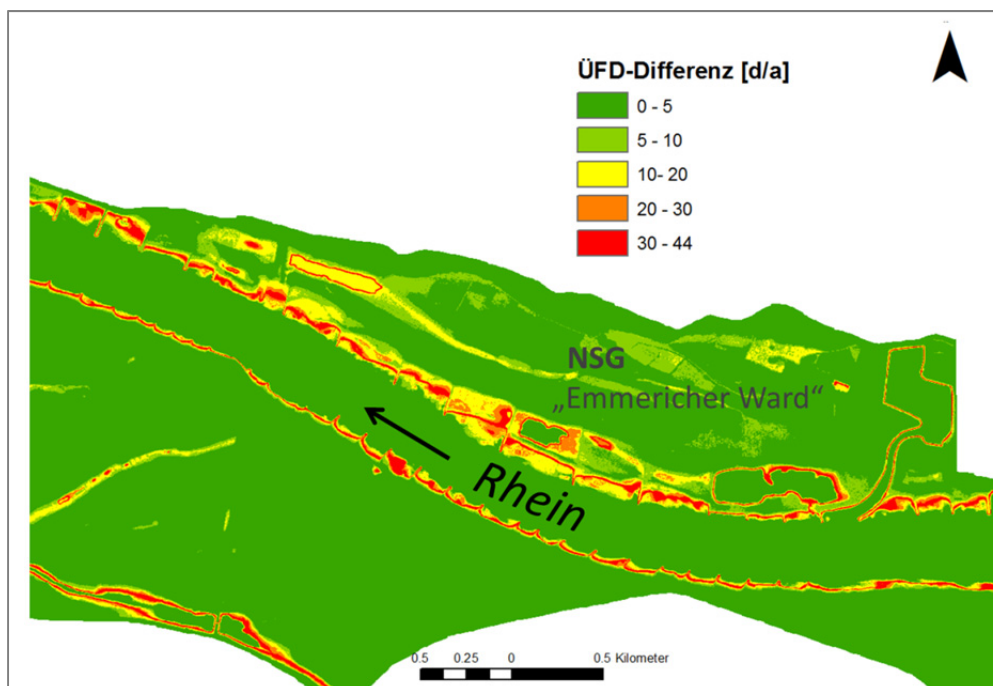


Abb. 3: Veränderung der mittleren Überflutungsdauer nach 14 Jahren Sohlerosion (= Absinken des GIW um 28 cm) im Bereich des NSG Emmericher Ward (Rh-Km 853,0 - 858,8)

4.2 Verlust des Denitrifikations- und P-Retentionspotenzials

Der aus der Änderung der mittleren Überflutungsdauer resultierende Verlust des Denitrifikations- und P-Retentionspotenzials wird wie folgt bilanziert:

Verlust der Denitrifikation

Bei Anwendung des linearen Modells inkl. der Ab- und Zuschläge gemäß der Bodenart (vgl. Methoden) wird für das Erosionsszenario in 14 Jahren ein Verlust der Denitrifikationsfähigkeit der Gesamtauenfläche von 64.451 kg N berechnet. Diese entspricht einem mittleren jährlichen Verlust von 4.604 kg N.

Bei Anwendung des Grenzkostenansatzes von 6 € kg⁻¹ a⁻¹ (BORN et al. 2012), als eine Möglichkeit der Monetarisierung der Denitrifikationsleistung, ergibt sich auf der Gesamtfläche ein Verlust von 27.622 € pro Jahr.

Verlust der P-Retention

Bei Anwendung des linearen Modells für die P-Retention (vgl. Methoden) wird für das Erosionsszenario in 14 Jahren ein Verlust der P-Retentionsfähigkeit der Gesamtauenfläche von 1.977 kg P berechnet. Diese entspricht einem mittleren jährlichen Verlust von 141 kg P.

Bei Anwendung des Grenzkostenansatzes von 60 € kg⁻¹ a⁻¹ (BORN et al. 2012), als eine Möglichkeit der Monetarisierung der Phosphorretentionsleistung, ergibt sich auf der Gesamtfläche ein Verlust von 8.473 € pro Jahr.

In der Summe errechnet sich somit ein erosionsbedingter Verlust des Denitrifikations- und P-Retentionspotenzials, der nach der angewendeten Monetarisierungsmethode 36.095 Euro pro Jahr wert ist.

4.3 Verlust wertvoller Lebensräume

Zahlungsbereitschaftsanalyse

Die Bilanzierung der theoretischen Zahlungsbereitschaft zum generellen Erhalt wertvoller Lebensräume (Natur/Biodiversität) liefert einen Wert von 247.500 Euro pro Jahr für das gesamte Untersuchungsgebiet.

Baukosten für Bodenabtrag zwecks Wiedervernässung

Zur Berechnung der theoretischen Baukosten für den Oberbodenabtrag im Bereich wertvoller Lebensräume wurde beispielhaft nur der Flächenverlust für Flutrasen/Nassweide modelliert (Abb. 4 und 5). Dieser beträgt 96,1 ha.

Anschließend wurden theoretische Baukosten für den Abtrag von 28 cm Oberboden (→ mittlere, erosionsbedingte GW-Absenkung in 14 Jahren) auf 96 ha berechnet. Diese würden sich auf 20,16 Millionen Euro belaufen. Umgerechnet auf ein Jahr ergibt dies 1,44 Millionen Euro.



Abb. 4: Modellierter Lebensraum für Flutrasen/Nassweide (rote und grüne Flächen) und der sohlerosionsbedingte Verlust (rote Flächen).

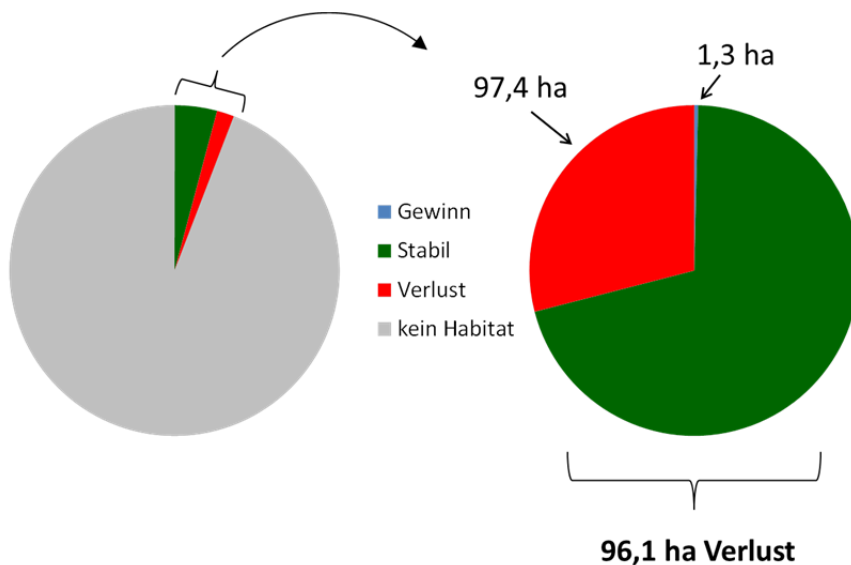


Abb. 5: Bilanz des erosionsbedingten Verlustes der modellierten Habitatflächen für Flutrasen/Nassweide für das Gesamtuntersuchungsgebiet.

4.4 Gesamtbilanz der sohlerosionsbedingten Verluste

Eine Gegenüberstellung der real von der WSV ausgegebenen Kosten für die Geschiebebezugs- (2008 bis 2013) und der theoretisch eingesparten Kosten für den Erhalt der Ökosystemleistung „Nährstoffretention“ (= Denitrifikation und P-Retention), sowie für den Erhalt der Habitatfunktion im Zustand 2013 ist in Abb. 6 dargestellt. Der Erhalt der Habitatfunktion

kann als Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz *oder alternativ* als Kosten für einen Bodenabtrag zur Wiedervernässung (nicht in Abb. 6 dargestellt!) gemessen werden. Um alle Posten vergleichbar zu gestalten und die Frage der möglichen Diskontierung über die Zeit (14 Jahre) zu umgehen, beziehen sich alle Kosten auf ein Jahr.

Die Kosten für den Bodenabtrag (28 cm alle 14 Jahre) zum Ausgleich der Erosion und zur Wiedervernässung wertvoller Habitate würden sich, umgerechnet auf ein Jahr, auf 1,44 Millionen Euro belaufen.

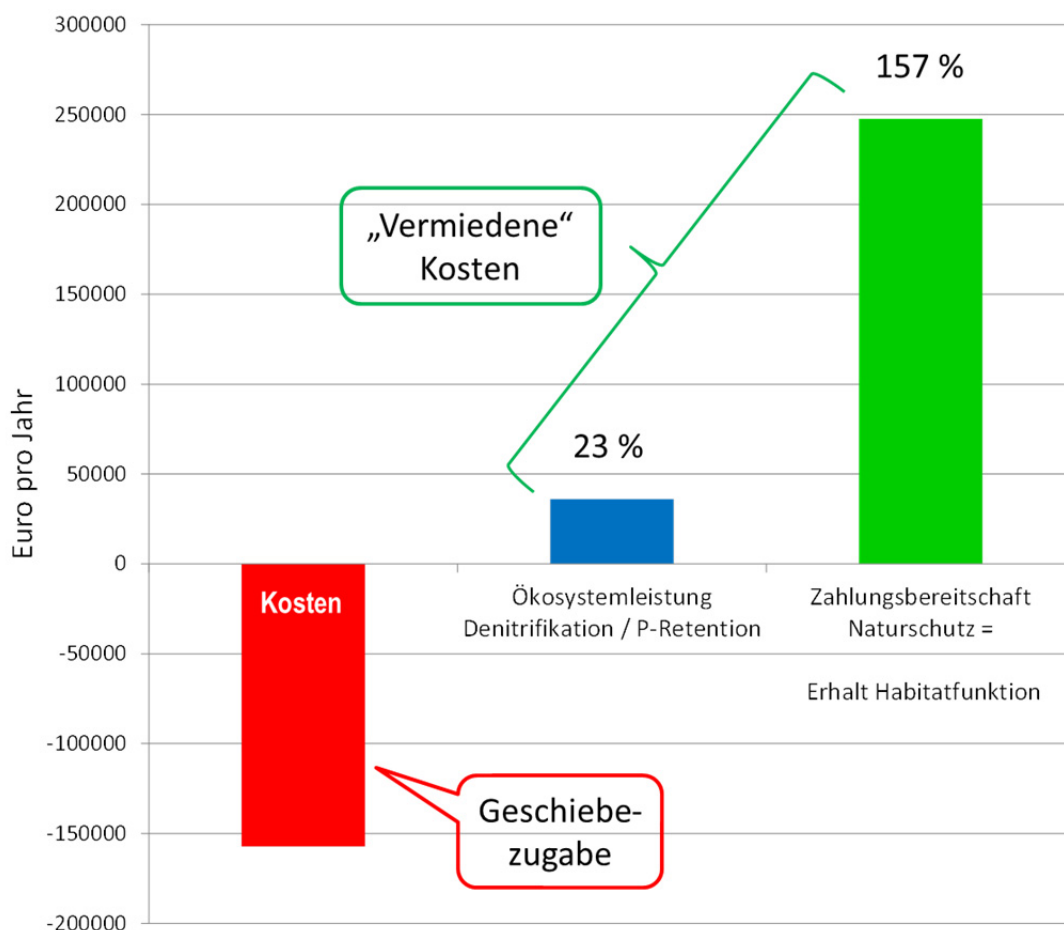


Abb. 6: Gesamtbilanz der jährlichen Kosten für die Geschiebezugabe und der theoretisch eingesparten jährlichen Kosten für den Erhalt der Ökosystemleistung „Nährstoffretention“ (= Denitrifikation und P-Retention), sowie für den Erhalt der Habitatfunktion, gemessen als Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz.

5 Diskussion

Die fortschreitende anthropogene Erosion der Flusssohle vieler frei fließender Flüsse ist heute ein gravierendes Problem. An vielen Abschnitten von Rhein und Elbe ist das Flussbett deutlich von der Flussaue entkoppelt. Teilweise tritt der Fluss nicht einmal mehr bei kleineren bis mittleren Hochwässern über die Ufer. Mit Ausnahme von Druckwasserbereichen bleibt die Aue daher weitgehend unbenutzt. Hierdurch degradieren nicht nur wertvolle Pflanzen und Tierlebensräume, auch wichtige Ökosystemleistungen wie beispielsweise die Nähr-

stoffretention (= Filterfunktion der Aue) werden beeinträchtigt. Das Ausmaß dieser Beeinträchtigung ist jedoch wenig bekannt. Durch die vorliegende Untersuchung wurde eine Abschätzung der Auswirkungen von Sohlerosion auf wichtige Ökosystemleistungen und die Habitatfunktion einer Flussaue räumlich modelliert. Diese wurden zudem mit Kosten belegt, so dass die Leistungen in Wert gesetzt werden können. Die Bilanzierung der von der WSV ausgegebenen Kosten für die Geschiebezugabe (2008 bis 2013) und der theoretisch eingesparten Kosten für den Erhalt der Ökosystemleistungen und der Habitatfunktion im Zustand 2013 zeigt, dass die betrachteten Aspekte (Abb. 6) einen weit höheren monetären Wert haben, als die Kosten der Geschiebezugabe. Anders ausgedrückt bedeutet dies, dass die recht hohe Ausgabe ($> 5 \text{ Mio € a}^{-1}$) für die Geschiebezugabe im untersuchten Rheinabschnitt einem sehr viel höheren Verlust an Ökosystemleistung und Habitatfunktion entgegensteht, der eintreten würde, wenn die Erosion ungebremst weiter liefe. Selbst der monetär kleinste Aspekt, der Erhalt der Fähigkeit zur Denitrifikation und P-Retention kompensiert, nach der vorliegenden Berechnung ca. ein Fünftel bis ein Viertel der Kosten für die Geschiebezugabe.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass eine Maßnahme tendenziell umso günstiger erscheint, je mehr Ökosystemleistungen berücksichtigt werden. Ökosystemleistungen müssen daher immer so gewissenhaft wie möglich ermittelt werden und dürfen kein Rechtfertigungskonzept für erhebliche Eingriffe in Natur und Landschaft liefern.

Zu beachten ist ferner, dass alle Modellierungen (Überflutungsdauer, Habitatmodell) und Berechnungen (Nährstoffretention, Zahlungsbereitschaft, Abgrabungskosten) mit folgenden Unsicherheiten behaftet sind:

- > Die Abschätzung der Überflutungsdauer ist methodisch relativ einfach und basiert auf einem Mittelwert aus neun Jahren. Das bedeutet, in der Realität kann es deutliche Abweichungen geben, die wiederum die Ökosystemfunktionen und -leistungen beeinflussen. In trockenen Jahren kommt es beispielsweise zu einer verringerten Stickstoffretention. Nach Hochwasserereignissen kommt es meist zu einem verstärkten Eintrag von Phosphor in die Aue und danach zu einer erhöhten P-Retention.
- > Die Berechnung der jährlichen N- und P-Retentionsraten basiert auf einer sehr einfachen, linearen Berechnungsmethode (siehe Methoden), die wiederum auf veröffentlichten Faustzahlen aus Europa und Nordamerika beruht (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012). Zudem liegen aus dem Untersuchungsgebiet keine Messungen der N- und P-Retention vor. Die den Berechnungen zugrundeliegenden Werte stammen zum Teil aus anderen Flüssen (Elbe), die möglicherweise höhere N-Retentionsraten als der Rhein aufweisen. Die Berechnung der P-Retention ist stark vereinfacht, da der eigentliche Prozess des Phosphoreintrages und der nachfolgenden Retention von einzelnen größeren Hochwasserereignissen abhängt. Diese lassen sich nur bedingt durch komplexe instationäre 3D-Hydraulikmodelle abbilden. Gleichwohl stellt die Kopplung beider Prozesse an die (stationär) mittlere Überflutungsdauer gegenüber dem großskaligen bundesweiten Ansatz (SCHULZ-ZUNKEL et al. 2012) eine Verbesserung dar.
- > Das als Beispiel herangezogene Habitatmodell für Flutrasen/Nasswiesen ist ebenfalls als Abschätzung der „mittleren“ Habitateignung für diesen Vegetationstypus zu verstehen. Auch hier kommt es je nach Wasserstandsschwankung von Natur aus zu leichten Lageveränderungen (Ausdehnung/Schrumpfung) des Habitates.

- > Die Betrachtung der Denitrifikation und auch der P-Retention geht von der Annahme aus dass die Nährstofffrachten über den Abfluss des Stromes gekoppelt sind. Inwieweit die hier in hohen Zahlen überwinterten Wintergäste durch Ihr Rastverhalten diesen Aspekt beeinflussen, kann nicht beantwortet werden.
- > Umweltauswirkungen, die durch den Betrieb bzw. die Gewinnung von Sand und Kies in Kiesgruben ausgehen, wurden hier nicht berücksichtigt.
- > Die Methode der Zahlungsbereitschaft wurde aus einer Studie an der Tideelbe übernommen. Es ist denkbar, dass der Kostenansatz von 15 Euro pro Haushalt und Jahr am Niederrhein anders ausfallen würde. Dies ließe sich allerdings nur durch eine repräsentative Befragung der Bevölkerung (sog. Choice Experiment) prüfen. Um eine mögliche Überschätzung aufgrund der genannten Unsicherheit zu minimieren, wurde ein geringerer Wert für die Zahlungsbereitschaft gewählt als in der Originalstudie (17 €). Außerdem wurden lediglich 33 % der Anrainerhaushalte zur Berechnung herangezogen.

Die Ermittlung der Kosten für die theoretische Abgrabung von Vorlandflächen zur Wiedervernässung von Auenlebensräumen kann als eher konservativ gelten (pers. Mitteilung D. Abel, WSA Duisburg-Rhein), da die Werte, die in die Kalkulation einfließen, schon ein paar Jahre alt sind. Es ist hier anzumerken, dass lediglich ein Vegetationstyp = Lebensraumtyp beispielhaft betrachtet wurde. Tatsächlich würden aber durch die Erosion weitere Typen (z. B. Uferpionierfluren, Weidengebüsch) an Fläche verlieren. Das bedeutet, die Kosten für eine lebensraumerhaltende Abgrabung des Oberbodens wären wesentlich höher.

Es ist ferner zu beachten, dass in dieser Untersuchung einige Ökosystemleistungen (z. B. Fähigkeit zur Kohlenstoffspeicherung, CO₂-Emission) aber auch Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes und die daraus resultierenden Effekte auf die Land- und Forstwirtschaft nicht berücksichtigt wurden. Es ist daher unklar, ob nicht auch gegenläufige Effekte, sog. „trade-offs“, wie beispielsweise eine mögliche erosionsbedingte Verbesserung der Kohlenstoffspeicherung, durch größere Habitategnungsflächen für Hartholz-Auwald auftreten könnten. Dieser kann oberirdisch erheblich mehr CO₂ als ein Weichholz-Auwald speichern (SCHOLZ et al. 2012). Weitere, in anderen Projekten wichtige Ökosystemleistungen wie Hochwasserschutz oder solche aus dem kulturellen Sektor (z. B. Tourismus, Naturerleben, Landschaftsästhetik), wurden hier nicht betrachtet, da abgeschätzt wurde, dass über den relativ kurzen Betrachtungszeitraum für das Erosionsszenario (14 Jahre) keine wesentlichen Änderungen dieser Leistungen eintreten würden.

6 Fazit

Die Untersuchung beleuchtet erstmalig die Auswirkungen der Sohlerosion eines großen frei fließenden Flusses auf wichtige Ökosystemleistungen und die Habitatfunktion der Flussaue. Die Ergebnisse, die zwar nur einen Teilausschnitt aller bislang identifizierten Ökosystemleistungen abdecken, verdeutlichen die hohe Bedeutung dieser bislang unterschätzten bzw. nicht beachteten Gratisleistungen der Natur. Sie veranschaulichen zudem sehr deutlich die Bedrohung der Auenökosysteme durch die vielerorts fortschreitende Sohlerosion und gemahnen, dringend Gegenmaßnahmen zu ergreifen.

Es konnte gezeigt werden, dass bei Vorliegen geeigneter Daten (Überflutungsdauer, Bodendaten) die bundesweit einsetzbare Methodik der Abschätzung der Nährstoffretention in Flussauen von SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012) bei lokalem Einsatz weiter verbessert werden kann. Gleichwohl besteht ein deutlicher Bedarf an Feldmessungen der Denitrifikation und P-Retention, um die Modelle flussauenspezifisch zu kalibrieren und weiter zu verbessern.

Danksagung

Wir bedanken uns bei folgenden Personen (in alphabetischer Reihenfolge) für angeregte und fruchtbare Diskussionen: Alexandra Dehnhardt, Helmut Fischer, Karin Karras, Stefanie Ritz, Michael Schleuter, Christiane Schulz-Zunkel, Uwe Schröder.

Literatur

- BARKMANN, J. & U. SAUER (2015): ElbService. Teilprojekt „EcoBank“. Abschlussbericht. Göttingen. (in Bearb.).
- BORN, W., V. MEYER, M. SCHOLZ, H. D. KASPERIDUS, C. SCHULZ-ZUNKEL & B. HANS-JÜRGENS (2012): Ökonomische Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen. In: SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 147-168.
- DEHNHARDT, A. & I. BRÄUER (2008): The value of floodplains as nutrient sinks: Two applications of the replacement cost approach. In: SCHWEPPE-KRAFT, B. (2008): Ecosystem Services of Natural and Semi-Natural Ecosystems and Ecologically Sound Land Use Papers and Presentations of the Workshop „Economic Valuation of Biological Diversity – Ecosystem Services“ International Academy for Nature Conservation, Vilm, 13 – 16 May 2007. BfN – Skripten 237: 9-20.
- DRÖGE, B. & E. GÖLZ (1997): Sohlengleichgewicht am Rhein. Bericht der Arbeitsgruppe "Rheinsohlenerosion". Bestandsaufnahme und Maßnahmenprogramm. Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Binnenschifffahrt und Wasserstraßen, Arbeitsgruppe "Rheinsohlenerosion". Münster/Mainz.
- FUCHS, E., M. SCHLEUTER & S. ROSENZWEIG (2012): Integrated Floodplain Response Model (INFORM) as a tool to predict effects of human impacts on habitat availability for floodplain species. River Syst. Vol. 20/1–2, p. 41-53.
- GREN, I. M. (1995): The value of investing in wetlands for nitrogen abatement. European Review of Agricultural Economics 22: 157-172.
- GUISAN, A., T. C. JR. EDWARDS & T. HASTIE (2012): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. Ecological Modelling 157:89-100.
- MESSING, S. (2008): Geschiebezugabe Unterer Niederrhein. Binnenschifffahrt – ZfB – Nr. 12, S. 67-70.

- PINAY, G., B. GUMIERO, E. TABACCHI, O. GIMENEZ, A. M. TABACCHI-PLANTY, M. M. HEFTING, T. P. BURT, V. A. BLACK, C. NILSSON, V. IORDACHE, F. BUREAU, L. VOUGHT, G. E. PETTS & H. DÉCAMPS (2007): Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology*, 52: 252-266.
doi: 10.1111/j.1365-2427.2006.01680.x
- RITZ, S. & H. FISCHER (2015): Stickstoffretention in großen Flüssen – Eine Ökosystemleistung? In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium BfG am 5.-6. Mai 2015 in Koblenz. - Veranstaltungen 3/2015, S. 83-88.
- SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124. 258 S.
- SCHREY, H. P. (2014): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000 – BK 50. Krefeld (Geol. Dienst Nordrh.-Westf.).
- SCHULZ-ZUNKEL, C., M. SCHOLZ, H. D. KASPERDIUS, F. KRÜGER, S. NATHO & M. VENOHR (2012): Nährstoffrückhalt. In: SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 17-33.
- VAN DER LEE, G. E. M., H. OLDE VENTERINK & N. E. M. ASSELMAN (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. *River Res. Applic.* 20: 315-325.

Korrekturblatt zum Beitrag von:

Horchler, Scholz & Fuchs: *Was würde es kosten, die Sohlerosion am Niederrhein nicht zu bekämpfen? – Versuch einer Bilanzierung der Veränderung der Auenvegetation*

Ergänzung (**gelb** hinterlegt) auf **Seite 72**, Mitte:

... Für die Start- ($0,00025 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Endwerte ($0,005 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) der P-Retention wurde auf die Faustzahlen aus SCHULZ-ZUNKEL et al. (2012) zurückgegriffen (Abb. 2).

Da in beiden Fällen (Denitrifikation und P-Retention) lediglich ein Anfangszustand (2000) und ein Endzustand (2013) berechnet wurden, wird die Veränderung der Jahre 2001 bis 2012 linear interpoliert. Anschließend werden alle Einzelwerte aufsummiert und ein Mittelwert gebildet.

Um den Verlust des Nährstoffretentionspotenzials auch monetär auszudrücken, wurde mit sogenannten Grenzkosten gerechnet. ...

Korrektur der Werte in Kapitel 4.2 „Verlust des Denitrifikations- und P-Retentionspotenzials“ auf **Seite 74**, oben:

	Denitrifikation	P-Retention
Verlust des über die 14 Jahre aufsummierten Potenzials (Gesamt UG)	481.175 kg N	10.954 kg P
Mittlerer jährlicher Verlust	32.075 kg N/a	730 kg P/a
Mittlerer jährlicher monetärer Verlust	192.449 €/a	43.815 €/a

Ersetzen der Abbildung 6 auf **Seite 76**:

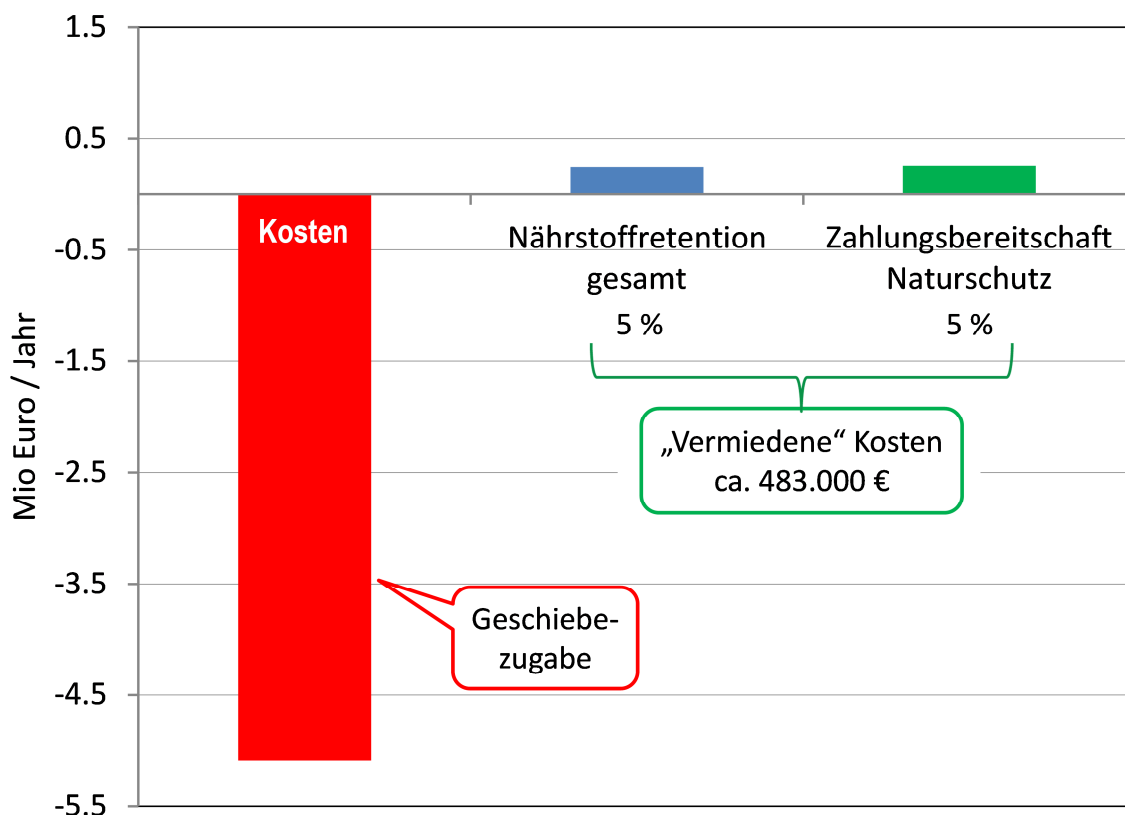


Abbildung 6: Abb. 6: Gesamtbilanz der jährlichen Kosten für die Geschiebezugabe und der theoretisch eingesparten jährlichen Kosten für den Erhalt der Ökosystemleistung „Nährstoffretention“ (= Denitrifikation und P-Retention), sowie für den Erhalt der Habitatfunktion, gemessen als Zahlungsbereitschaft für den Naturschutz.

Korrektur auf Seite 77, erster Absatz:

... Das Ausmaß dieser Beeinträchtigung ist jedoch wenig bekannt. Durch die vorliegende Untersuchung wurde eine Abschätzung der Auswirkungen von Sohlerosion auf wichtige Ökosystemleistungen und die Habitatfunktion einer Flussaue räumlich modelliert. Diese wurden zudem mit Kosten belegt, so dass die Leistungen in Wert gesetzt werden können. Die Bilanzierung der von der WSV ausgegebenen Kosten für die Geschiebezugabe (2008 bis 2013) und der theoretisch eingesparten Kosten für den Erhalt der Ökosystemleistungen und der Habitatfunktion im Zustand 2013 zeigt, dass die betrachteten Aspekte (Abb. 6) die Kosten der Geschiebezugabe in geringem Umfang kompensieren. Anders ausgedrückt bedeutet dies, dass die recht hohe Ausgabe (> 5 Mio € a⁻¹) für die Geschiebezugabe im untersuchten Rheinabschnitt einem gewissen Verlust an Ökosystemleistung und Habitatfunktion entgegensteht, der eintreten würde, wenn die Erosion ungebremsst weiter liefe. Nach der vorliegenden Berechnung würden alle hier betrachteten Ökosystemleistungen zusammengekommen, d.h. Nährstoffretention + Zahlungsbereitschaft + vermiedener Bodenabtrag die Kosten für die Geschiebezugabe etwa zu 38 % kompensieren.



Kontakt:

Dr. Peter J. Horchler

Bundesanstalt für Gewässerkunde/

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5936

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: horchler@bafg.de

Jahrgang 1960

1983-1991

Studium der Biologie an der Universität Bonn

1992-1996

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde

1996-2000

Freiberuflicher Gutachter

2000-2004

Wissenschaftlicher Angestellter an der Universität
Leipzig

seit 2004

Wissenschaftlicher Angestellter der Bundesanstalt für
Gewässerkunde, Referat Ökologische Wirkungszu-
sammenhänge

Projektbearbeitung:

1992-1996: UVU, Landschaftspflegerische Begleit-
pläne und Unterhaltungspläne an Bun-
deswasserstraßen

1994-2000: Entwicklung der ökologischen Grund-
lagen für das Modellsystem INFORM

2000-2004: Koordination eines wissenschaftlichen
Verbundprojekts zur Waldökosystem-
forschung

2004-2009: Weiterentwicklung ökologischer Mo-
delle im Rahmen des EU-INTERREG
IIB Projektes "nature-oriented flood
damage prevention"

Seit 2009: Weiterentwicklung und Anwendung
von empirischen und statistischen Habi-
tatmodellen im Rahmen von F&E-
Projekten, z. B. KLIWAS



Kontakt:

Dipl. Ing. Mathias Scholz

Helmholtz-Zentrum für
Umweltforschung - UFZ

Permoserstr. 15

04318 Leipzig

Tel.: 0341/ 235 1644

Fax: 0341/ 235 1470

E-Mail: mathias.scholz@ufz.de

1988-1995

Studium der Landschaftsplanung an der Universität
Hannover

1994-1998

Landschaftsplanerische und freilandökologische Tätigkeit im Rahmen von Naturschutzfachplanungen, Tourismus und Landwirtschaft
wissenschaftliche Tätigkeit in Verbundprojekten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie

seit 1999

wissenschaftlicher Mitarbeiter im Department Naturschutzforschung am UFZ

Arbeitsschwerpunkte

Auenökologie, Monitoring und Renaturierung (insbes. wissenschaftl. Begleitung der Deichrückverlegung Roßlau oder im BMU-Projekt Lebendige Luppe) als Koordinator und Bearbeiter aktiv

Entwicklung von Bioindikationssystemen in Auen und Veränderungen durch Extremereignisse und Klimawandel auf Auenlebensräume (u. a. RIVA, HABEX, KLIWAS)

Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemfunktionen und ÖSL in nationalen als auch internationalen Projekten (BfN F&E. Ökosystemfunktion in Flussauen in Deutschland).

i.R. des TEEB-DE-Prozesses als Leadautor eingebunden



Kontakt:

Dr. Elmar Fuchs

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel.: 0261/ 1306 5338

Fax: 0261/ 1306 5333

E-Mail: fuchs@bafg.de

Jahrgang 1960

1980-1986

Studium der Agrarwissenschaften, Universität Bonn

1987-1992

Promotion, Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

seit Ende 1992

Wissenschaftlicher Angestellter, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Grundwasser, Geologie Gewässermorphologie

- Bodenschutz, Umgang mit Baggergut

Ökologische Wirkungszusammenhänge

- Boden als zentrales Element der Ökologie, Bewertung, Modelle, Ökosystemleistungen

Projekte:

RIVA Robustes Indikationssystem für Auen der
Mittel-Elbe, Forschungsverbund zur Elbeökologie
nofdp naturverträglicher Schutz vor Hochwasserschäden, EU-Interreg IIIB

Stickstoffretention in großen Flüssen – Eine Ökosystemleistung?

Stephanie Ritz und Helmut Fischer

1 Einleitung

Hohe Stickstofffrachten in Fließgewässern können zu starken Eutrophierungserscheinungen und somit zu großen ökologischen Problemen in den aufnehmenden Binnen- und Küstengewässern führen (OSPAR Commission 2009). Fließgewässer sind jedoch nicht nur Transportsysteme für Nährstoffe auf ihrem Weg in die Küstengewässer, sie bieten zugleich auch Reaktionsräume, in denen die transportierten Stoffe umgewandelt (Transformation), zeitweise zurückgehalten (temporäre Retention) oder ganz aus dem Gewässer entfernt werden (dauerhafte Retention oder Eliminierung). Bislang bestehen jedoch große Unsicherheiten sowohl über die daran beteiligten Prozesse, als auch über die entsprechenden Umsatzraten. Oft wird vor allem die Effizienz kleiner Flüsse beim Stickstoffrückhalt betont (ALEXANDER et al. 2000), jedoch ist die Datenlage für große Flüsse ungleich schlechter und es ist unklar, inwieweit sich die in kleinen Flüssen gemessenen Umsatzraten auf große Flüsse extrapolieren lassen (SEITZINGER et al. 2002; MULHOLLAND et al. 2008).

Das Ziel dieser Studie war es daher, den flussinternen Stickstoffumsatz am Beispiel eines großen Flusses, der Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht, zu ermitteln. Hierbei wurde insbesondere die Rolle der Denitrifikation (mikrobielle Umwandlung von Nitrat zu molekularem Stickstoff, N_2) untersucht, da dieser Prozess den Stickstoff dauerhaft aus dem Wasser entfernt. Die Denitrifikation findet in Flüssen weitgehend sedimentgebunden statt, die Messung der Nährstoffumsätze in Flusssedimenten ist jedoch schwierig (GROFFMAN et al. 2006). Häufig werden hierfür Sedimentproben unter künstlichen Bedingungen im Labor untersucht. Dabei stellt sich vor allem die Frage, wie die so gemessenen Daten auf das Freiland übertragbar sind, da die im Labor z. T. notwendigen Nährstoffzugaben und der nicht adäquat simulierbare hydraulische Austausch zwischen dem Lückensystem der Sedimente (Interstitial) und dem Oberflächenwasser die Umsatzraten stark beeinflussen können (DAVIDSON & SEITZINGER 2006). In dieser Studie hingegen wurden sogenannte „Freiwassermethoden“ eingesetzt (BAULCH et al. 2010), wobei die entsprechenden Prozesse direkt im Gewässer gemessen und Laborartefakte vermieden werden. Des Weiteren integrieren diese Methoden den Stoffumsatz über ganze Gewässerabschnitte und sind unabhängig von der durchströmten Sedimenttiefe. Sie liefern somit Daten über den für das Gewässer effektiven Stoffumsatz.

2 Methoden

Insgesamt wurden zwischen 2011 und 2013 vier voneinander unabhängige, fließzeitkonforme Beprobungen an der Elbe durchgeführt. Die Beprobungsfahrten starteten jeweils in Schmilka an der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 4) und endeten in Geesthacht am Gezeitenwehr (Elbe-km 585). Während dieser Messfahrten wurden mindestens zweimal täglich (morgens und abends) Wasserproben aus der Elbe entnommen. Zusätzlich wurden die auf der Fließstrecke einmündenden größten Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) sowie im August 2011 die direkt einleitenden größeren Kläranlagen (> 45.000 Einwohnergleichwerte; FGG Elbe 2005) beprobt. Die jeweiligen Probenahmestellen wurden über das hydraulische Modell HYDRAX ermittelt, das zur Berechnung von Fließzeiten eingesetzt wird (SCHÖL et al. 2006). Entlang der Fließstrecke wurden Daten zur Nährstoffzusammensetzung und zur Chlorophyll-a-Konzentration (als Indikator für die Phytoplanktonentwicklung) erhoben. Diese Daten wurden genutzt, um über eine Stoffbilanz die Netto-Umsatzraten von Nitrat-N, Gesamt-N und Chlorophyll a als Differenz zwischen der Summe der jeweiligen Einträge und dem tatsächlichem Austrag zu berechnen. Allerdings geben solche Netto-Bilanzen zunächst keine Informationen über die zugrundeliegenden Prozesse. Die Kenntnis darüber ist aber von zentraler Bedeutung, da z. B. Assimilation (Biomasseaufbau) und Sedimentation lediglich zu einer vorübergehenden Speicherung von Stickstoff in Biomasse bzw. den Sedimenten führen, wohingegen eine dauerhafte Eliminierung des Stickstoffs über die Denitrifikation geschieht. Zusätzliche Annahmen über die algeninterne Nährstoffzusammensetzung (Kohlenstoff/Chlorophyll a = 30, Redfield-Verhältnis) und über die potenziell möglichen Sedimentationsraten in der Elbe (SCHWARTZ & KOZERSKI 2003) ermöglichten jedoch eine grobe Abschätzung der relativen Anteile von Biomasseproduktion, Sedimentation und anderen Verlustprozessen (Denitrifikation) am bilanzierten Stickstoffverlust. Diese Abschätzung unterliegt jedoch vielen Fehlerquellen, und die Rolle der Denitrifikation wird nur indirekt bestimmt. Daher wurde die Denitrifikation zusätzlich direkt über ein massenspektrometrisches Verfahren (*Membrane Inlet Mass Spectrometry*, "MIMS") (KANA et al. 1994) erfasst. Hierbei wurde für drei verschiedene Elbabschnitte das Endprodukt der Denitrifikation, N_2 , in der Wassersäule der Elbe gemessen und die entsprechenden Denitrifikationsraten unter Berücksichtigung des Gasaustausches berechnet (YAN et al. 2004; LAURSEN & SEITZINGER 2005).

3 Ergebnisse und Diskussion

Über die Stoffbilanz ließ sich sowohl eine Nitrat-N- als auch eine Gesamt-N-Retention von durchschnittlich $17 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ feststellen. Die Chlorophyll-a-Konzentration stieg bei allen Beprobungen im Längsverlauf stark an. Unter Berücksichtigung dieses Netto-Zuwachses von Phytoplanktonbiomasse und einer entsprechend hohen Aufnahme von Nitrat in diese Biomasse reichte der bilanzierte Nitratverlust jedoch nicht aus, um den Gesamt-N-Verlust durch reine Denitrifikation zu erklären. Stattdessen müssen zusätzlich zum Nitrat auch andere, partikuläre N-Komponenten über Sedimentation zurückgehalten worden sein (Abb. 1).

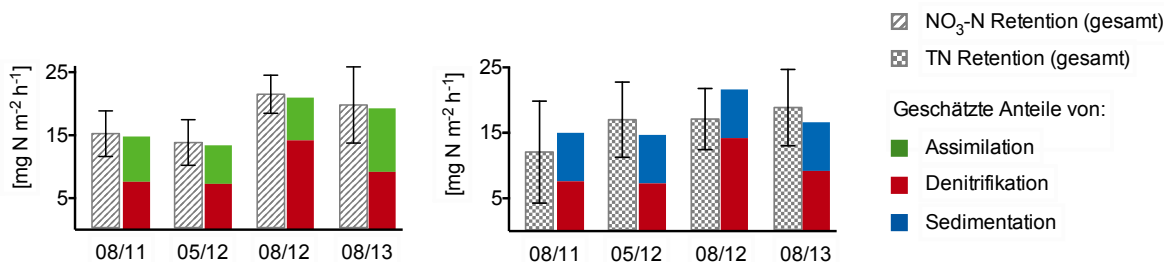


Abb. 1: Ergebnisse der Stoffbilanz und der Abschätzungen über die daran beteiligten Prozesse.

Die über die N_2 -Konzentration berechneten Denitrifikationsraten waren mit durchschnittlich $16 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Mittelwert der drei betrachteten Abschnitte, s. Abb. 2) ähnlich hoch wie die bilanzierte Gesamt-N-Retention. Folglich entsprach, zumindest während des Zeitraums der Probenahmen, die Stickstoffretention tatsächlich einer nahezu vollständigen Eliminierung. Für das Winterhalbjahr sind aufgrund geringerer Wassertemperaturen und der verringerten Versorgung mit organischem Material durch Algen aus der fließenden Welle niedrigere Denitrifikationsraten zu erwarten. Dennoch trägt der untersuchte Elbabschnitt mit einer jährlichen, temperaturkorrigierten ($Q_{10} = 2$) Denitrifikationsleistung von etwa 10.000 Tonnen Stickstoff massiv zu einer dauerhaften Stickstoffeliminierung bei und leistet somit einen wertvollen Beitrag zur „Selbstreinigung“ des Gewässers.



Abb. 2: Untersuchungsraum zwischen Schmilka (Elbe-km 4) und Geesthacht (Elbe-km 585) und der für die jeweiligen Elbabschnitte ermittelten Denitrifikationsraten. Die Denitrifikationsraten wurden über die gemessenen N_2 -Konzentrationen während der Messkampagnen im August 2011 und Mai 2012 ermittelt.

Setzt man die Kosten für diese Leistungen in Kläranlagen oder in der Landwirtschaft bei 4-6 Euro pro kg N an (BORN et al. 2012; MUTZ et al. 2013), so lassen sich die Ersatzkosten für diese Ökosystemfunktion mit ca. 40-60 Mio. Euro pro Jahr beziffern. Da Stoffumsatzraten generell positiv mit der Substratkonzentration korrelieren, in diesem Fall also mit der N-Belastung des Gewässers, ist solch eine monetäre Bewertung jedoch nicht einfach auf andere Fließgewässer übertragbar.

Stellt man die Denitrifikationsraten in Relation zu den Einträgen, ergibt sich eine immer noch vergleichsweise hohe Gesamt-N-Retention von ca. 30 %. Allerdings zeigt dieser Wert auch, dass nicht alle N-Einträge auf ihrem Weg in die Nordsee zurückgehalten werden und dass die hohen N-Frachten auch die hohe Selbstreinigungsleistung der Elbe überfordern. Eine weitere Reduzierung der N-Einträge ist also weiterhin anzustreben.

Literatur

- ALEXANDER, R., R. SMITH, G. SCHWARZ (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.
- BAULCH, H., J. VENKITESWARAN, P. DILLON, R. MARANGER (2010): Revisiting the application of open-channel estimates of denitrification. *Limnology and Oceanography - Methods*, 8: 202-215.
- BORN, W., V. MEYER, M. SCHOLZ, H. D. KASPERDIUS, D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, B. HANSJÜRGENS (2012): Ökonomische Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 124: 147-164.
- DAVIDSON, E., S. SEITZINGER (2006): The enigma of progress in denitrification research. *Ecological Applications*, 16: 2057-2063.
- FGG Elbe (2005): Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG.
- GROFFMAN, P., M. ALTABET, J. K. BOEHLKE, K. BUTTERBACH-BAHL, M. DAVID, M. FIRESTONE, A. GIBLIN, T. KANA, L. P. NIELSEN, A. VOYTEK (2006): Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16: 2091-2122.
- KANA, T., C. DARKANGELO, M. HUNT, J. OLDHAM, E. BENNETT, J. CORNWELL (1994): Membrane Inlet Mass Spectrometer for rapid high-precision determination of N₂, O₂, and Ar in environmental water samples. *Analytical Chemistry*, 66: 4166-4170.
- LAURSEN, A., S. SEITZINGER (2005): Limitations to measuring riverine denitrification at the whole reach scale: effects of channel geometry, wind velocity, sampling interval, and temperature inputs of N₂-enriched groundwater. *Hydrobiologia*, 545: 225-236.
- MULHOLLAND, P., A. HELTON, G. POOLE, et al. (2008): Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452: 202-206.

- MUTZ, D., A. MATZINGER, C. REMY (2013): Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge in urbanen Gewässern - Diskussionspapier Band 2, Projekt NITROLIMIT, Bad Saarow.
- OSPAR Commission (2009): Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area - Second OSPAR Integrated Report. OSPAR Commission, London.
- SCHWARTZ, R., H.-P. KOZERSKI (2003): Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields of the Middle Elbe and its ecological relevance. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologia*, 31: 391-399.
- SEITZINGER, S., R. STYLES, E. BOYER, R. ALEXANDER, G. BILLEN, R. HOWARTH, B. MAYER, N. VAN BREEMEN (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, 57: 199-237.
- SCHÖL, A., R. EIDNER, M. BÖHME, V. KIRCHESCH (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: Pusch, M. & Fischer, H. (Hrsg.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Weißensee Verlag, Berlin: 233-242
- YAN, W., A. LAURSEN, F. WANG, PU. SUN, S. SEITZINGER (2004): Measurement of denitrification in the Changjiang River. *Environmental Chemistry*, 1: 95-98.



Kontakt:

Stephanie Ritz

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5581
Fax: 0261/1306 5155
E-Mail: ritz@bafg.de

Dr. Helmut Fischer

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
Tel.: 0261/ 1306 5458
Fax: 0261/1306 5333
E-Mail: helmut.fischer@bafg.de

Jahrgang: 1983

2002-2009

Studium der Biologie an der Universität zu Köln
mit dem Schwerpunkt Gewässerökologie

2009-2011

Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Ingenieur- und
Planungsbüro Lange GbR, in 47441 Moers

seit 2011

Wissenschaftliche Angestellte an der Bundesanstalt
für Gewässerkunde, Referat Ökologische Wir-
kungszusammenhänge

Projektbearbeitung:

seit 2011: NITROLIMIT „Stickstofflimitation in
Binnengewässern – Ist Stickstoffre-
duktion ökologisch sinnvoll und wirt-
schaftlich vertretbar?“
(www.nitrolimit.de)

Potenzial des Ökosystemdienstleistungsansatzes für das Management von Ästuaren

Kirsten Wolfstein

1 Einleitung

Ästuarie haben eine weltweit große Bedeutung als wichtige Siedlungs- und Wirtschaftsräume. Aber sie spielen auch eine Schlüsselrolle als Naturräume und beim Erhalt der Biodiversität und sind daher durch Natur- und Umweltrichtlinien (Wasserrahmenrichtlinie, FFH-Richtlinie, etc.) geschützt. Diese Rahmenbedingungen stellen die zuständigen Verwaltungen vor große Herausforderungen beim Management der verschiedenen Nutzungen dieser Multifunktionsräume. Diese Herausforderungen bestehen auch an den Ästuaren Elbe, Weser (D), Schelde (BE, NL) und Humber (UK).

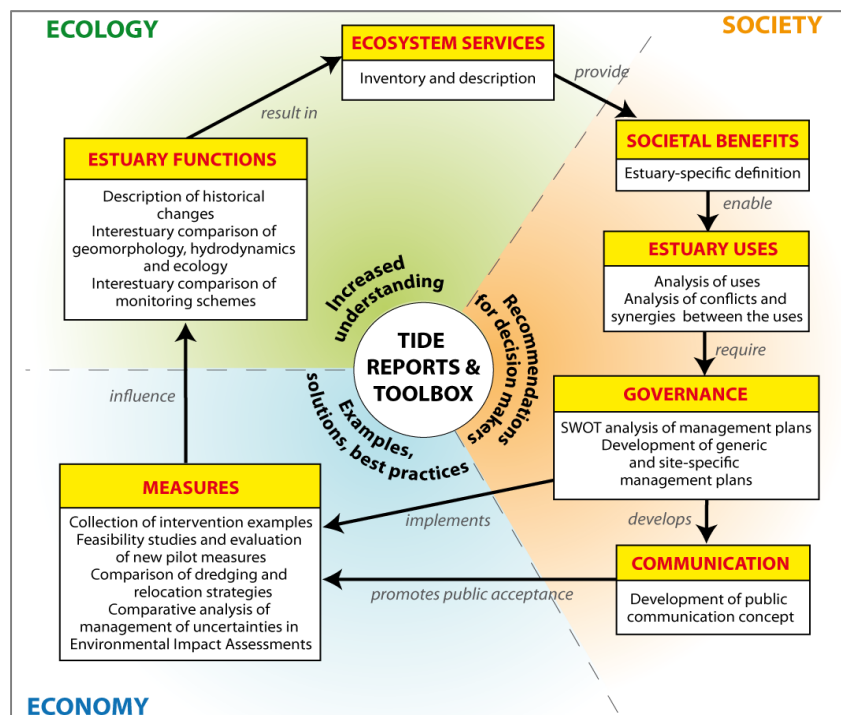


Abb. 1: Untersuchungsthemen des „Tide“-Projektes

Daher hat die Hamburg Port Authority (HPA) von 2010 bis 2013 zusammen mit Partnern aus Hafen- und Umweltverwaltungen sowie der Wissenschaft in dem europäischen Interreg IV B Projekt „TIDE – Tidal River Development“ an Lösungen für ein nachhaltiges Ästuarmanage-

ment gearbeitet. Das Projekt wurde zu 50 % vom europäischen Fonds für regionale Entwicklung im Rahmen des Interreg IV B Nordseeprogramms finanziert. Die einzelnen Untersuchungsthemen des „Tide“-Projektes (s. Abb. 1) wurden den Arbeitsbereichen „Ästuarverständnis“, „Ästuarmanagement“ und „Managementmaßnahmen“ zugeordnet.

Alle Projektergebnisse, Empfehlungen, 'tools' und Berichte sind im Internet unter www.tide-toolbox.eu zu finden.

2 Ökosystemdienstleistungen

Wirtschaft, Gesundheit und Überleben der Menschheit hängen oft – zum Teil indirekt – von Ressourcen ab, welche durch natürliche Ökosysteme bereitgestellt werden (MA 2005). Die Kapazität und die Funktion von Ökosystemen, diverse Ökosystemdienstleistungen zu liefern, die direkt und indirekt zum Wohlbefinden ('human well-being') beitragen (TEEB 2010), beruhen auf den Zusammenhängen von Strukturen wie Habitattypen oder Artenzusammensetzung und Prozessen wie z. B. Nährstoffaufnahme oder Sedimentation (Abb. 2).

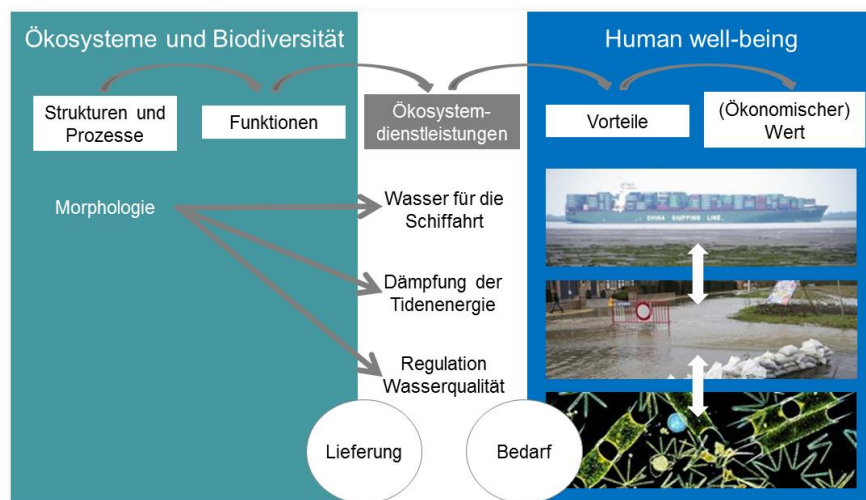


Abb. 2: Verbindungen zwischen Ökosystemfunktionen, resultierenden Ökosystemdienstleistungen und Vorteilen für die Gesellschaft (verändert nach P. Meire)

Durch ihre vielfältigen Funktionen stellen Ästuare diverse Ökosystemdienstleistungen für den Menschen bereit (COSTANZA et al. 1997). Basierend auf dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) Ansatz wurden im „Tide“-Projekt – unter der Leitung der Universität Antwerpen – die Ökosystemdienstleistungen der vier Ästuare inventarisiert. Dieser Ansatz unterteilt die Dienstleistungen in vier Kategorien:

- > unterstützende Dienstleistungen wie z. B. Habitatbildung oder Biodiversität
- > versorgende Dienstleistungen wie Nahrung (z. B. Fisch) oder Baumaterialien (z. B. Sand)
- > regulierende Dienstleistungen wie Filterung von Nähr- und Schadstoffen oder Hochwasserschutz
- > kulturelle Dienstleistungen wie z. B. Erholung, kognitive Entwicklung

3 Anwendung des Ökosystemdienstleistungsansatzes für das Ästuarmanagement

Die Lieferung bestimmter Ökosystemdienstleistungen ist u. a. sowohl vom quantitativen Vorhandensein von Strukturen, das heißt von Habitaten wie Marschen, Watten, Flach- oder Tiefwasser, sowie von deren Qualität abhängig. Zunächst wurden in jedem „Tide“-Ästuar die Flächen von sechs Habitattypen ermittelt (siehe entsprechende Berichte auf: www.tide-toolbox.eu). Anschließend wurden die 20 wichtigsten Ökosystemleistungen in den „Tide“-Ästuaren priorisiert (JACOBS et al. 2014) und die qualitative Wertigkeit der Habitattypen für die Bereitstellung dieser 20 Leistungen mittels *expert-judgement* auf einer Skala von 1-5 eingeschätzt. Mithilfe dieses Ansatzes, d. h. der Kopplung der Ökosystemdienstleistungen an das Vorhandensein und die Qualität der für sie wichtigen Habitattypen, wurde ein Ästuarvergleich durchgeführt. Es konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die Weser im Vergleich mit den anderen drei „Tide“-Ästuaren den höchsten Wert für die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistungen „Klimaregulierung: Kohlenstoffbindung“ oder „Regulierung der Wasserqualität: Transport von Schadstoffen und überschüssigen Nährstoffen“ erzielte. Die Elbe hingegen besaß den höchsten Wert für die Leistung „Regulierung der Wassermenge: Transport“.

Des Weiteren wurde der Ansatz genutzt, um den Einfluss von (geplanten) Management- oder Renaturierungsmaßnahmen in den vier „Tide“-Ästuaren auf die potenzielle Lieferung von Ökosystemdienstleistungen abzuschätzen. Dazu wurden zunächst die angestrebten Maßnahmenziele in die entsprechenden Ökosystemdienstleistungen übersetzt. Danach wurden die durch die Maßnahme bewirkte Änderung der Fläche in % und die Qualität einzelner Habitattypen auf einer Skala von 1-5 ermittelt. Mit Hilfe dieser Daten wurde der mögliche Einfluss einer Maßnahme auf die – angestrebten und zusätzlichen – Ökosystemdienstleistungen kalkuliert (Abb. 3, siehe auch Matrix zum Download auf http://www.tide-toolbox.eu/tidetools/ecosystem_services_impact_assessment_of_management_measures/). Dieser Ansatz wurde für die Evaluierung aller im „Tide“-Projekt inventarisierten Maßnahmen herangezogen; zusätzlich zum Beitrag einer Maßnahme zur Erreichung der Ziele von Wasserrahmenrichtlinie und Natura2000.

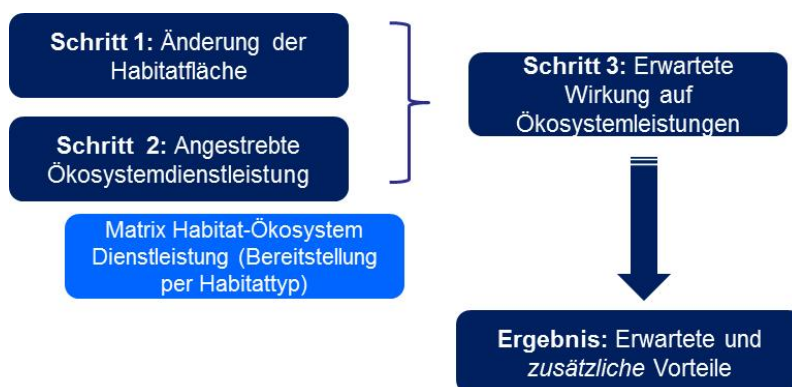


Abb. 3: Ansatz zur Abschätzung der Auswirkungen einer Maßnahme auf die Lieferung von Ökosystemdienstleistungen

Am Beispiel der Maßnahme „Spadenlander Busch/Kreetsand“, ein Wiederanschluss eines 47 ha großen stromaufwärts des Hamburger Hafens gelegenen ehemaligen Spülfeldes an der Tideelbe (Abb. 4) , die gerade durch die HPA umgesetzt wird, soll gezeigt werden, wie sich die Maßnahme auf die Lieferung von Ökosystemdienstleistungen auswirken kann.



Abb. 4: „Spadenlander Busch/Kreetsand“: vor Baubeginn (links) und geplanter Zustand (rechts).
(Foto: HPA)

Durch die Maßnahme sollen aus einer brachliegenden Ruderalfläche verschiedene, wieder an das Tidegeschehen angeschlossene, Habitattypen unterschiedlicher Fläche entstehen (Abb. 5).

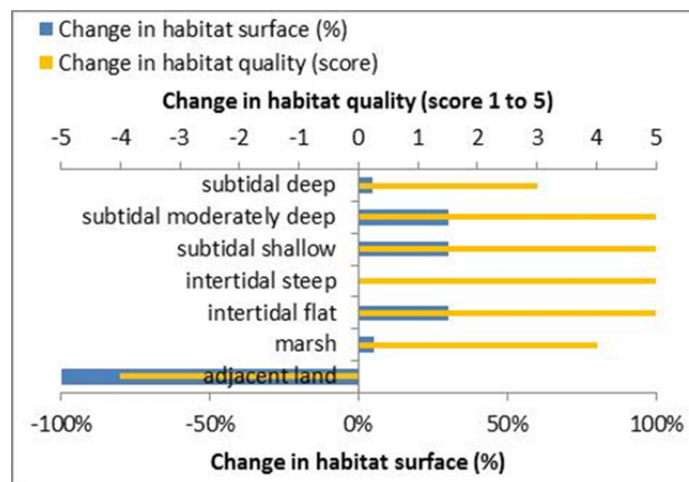


Abb. 5: Änderung der Habitatfläche und -qualität im Maßnahmengebiet
„Spadenlander Busch/Kreetsand“ in der Tideelbe

Es wird erwartet, dass die Schaffung eines tidebeeinflussten Flachwassergebietes zur Bereitstellung unterstützender und regulierender Ökosystemdienstleistungen beitragen wird, d. h. zu den durch die Maßnahme angestrebten Zielen:

- (i) Erhöhung der Biodiversität,
- (ii) Regulierung der Wasserquantität: Dämpfung der Tidenenergie und
- (iii) Regulierung von Erosion und Sedimentation.

Darüber hinaus ergab die Kalkulation auch einen voraussichtlichen positiven Effekt auf verschiedene kulturelle Ökosystemdienstleistungen (Abb. 6).

Spadenlander Busch/Kreetsand		
Cat.	Ecosystem Service	Score
S	"Biodiversity"	3
R1	Erosion and sedimentation regulation by water bodies	3
R2	Water quality regulation: reduction of excess loads coming from the catchment	1
R3	Water quality regulation: transport of pollutants and excess nutrients	1
R4	Water quantity regulation: drainage of river water	1
R5	Erosion and sedimentation regulation by biological mediation	1
R6	Water quantity regulation: transportation	0
R7	Water quantity regulation: landscape maintenance	1
R8	Climate regulation: Carbon sequestration and burial	1
R9	Water quantity regulation: dissipation of tidal and river energy	-1
R10	Regulation extreme events or disturbance: Wave reduction	0
R11	Regulation extreme events or disturbance: Water current reduction	1
R12	Regulation extreme events or disturbance: Flood water storage	1
P1	Water for industrial use	1
P2	Water for navigation	0
P3	Food: Animals	0
C1	Aesthetic information	2
C2	Inspiration for culture, art and design	3
C3	Information for cognitive development	3
C4	Opportunities for recreation & tourism	2

Legend: expected impact*	
3	very positive
2	positive
1	slightly positive
0	neutral
-1	slightly negative
-2	negative
-3	very negative

Abb. 6: Einfluss der Maßnahme auf die Lieferung von Ökosystemdienstleistungen für das Gebiet "Spadenlander Busch/Kreetsand"

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die Arbeiten im Rahmen des „Tide“-Projektes haben gezeigt, dass der Ökosystemdienstleistungsansatz ein hohes Potenzial besitzt, verschiedene Bestandteile eines Ökosystems zu verbinden und es mit dem sozioökonomischen System zu koppeln, Verbindungen zwischen Ökosystemfunktionen, resultierenden Ökosystemdienstleistungen und Vorteilen für die Gesellschaft herzustellen und zum Verständnis beizutragen, wie menschliche Eingriffe diese Verbindungen beeinflussen. Im „Tide“-Projekt wurde der Ansatz erfolgreich angewandt, um die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen zwischen verschiedenen Ästuaren zu vergleichen und um die potenziellen Auswirkungen von (geplanten) Management- bzw. Renaturierungsmaßnahmen auf diverse Ökosystemdienstleistungen zu untersuchen und darzustellen.

Literatur

- COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. O'NEILL, J. PARUELO, R. RASKIN, P. SUTTON, M. VAN DEN BELT (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- JACOBS, S., K. WOLFSTEIN, W. VANDENBRUWAENE, D. VREBOS, O. BEAUCHARD, T. MARIS, P. MEIRE (2014): Detecting ecosystem service trade-offs and synergies: A practice-oriented application in four industrialized estuaries. *Ecosystem Services*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.006i>.
- MA: Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. ISBN 978-3-9813410-3-4.
- www.tide-toolbox.eu



Kontakt:

Dr. Kirsten Wolfstein

Hamburg Port Authority

Neuer Wandrahm 4

20457 Hamburg

Tel.: 040 428473053

E-Mail:

Kirsten.Wolfstein@hpa.hamburg.de

1984-1990

Biologiestudium an der Universität Hamburg

1992-1995

Wiss. Mitarbeiterin im 'Sonderforschungsbereich 'Tide-Elbe'

1996

Dissertationsschrift „Untersuchungen zur Bedeutung des Phytoplanktons als Bestandteil der Schwebstoffe für das Ökosystem Tide-Elbe“

1996-1998

Post-doc am Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Büsum

1998-1999

Post-doc an der University of Alberta (Kanada)

1999-2001

Post-doc am NIOO Institut (Niederlande)

2001-2006

Projektleiterin bei Rijkswaterstaat (NL)

2006-2008

Projektleiterin bei der Provinz Zeeland (NL)

2008-2010

Forschungsreferentin am Helmholtz-Zentrum Geesthacht

seit 2010

Wiss. Mitarbeiterin bei der HPA ('Kompetenzcenter Elbe und Sedimente')

Standpunkt: Zur Verwendbarkeit monetärer Bewertungsergebnisse in der Gewässerschutzplanung

Michael Getzner

Die Diskussion um die Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen und der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen ist sehr breit und reicht von der prinzipiellen Machbarkeit über die Infragestellung der Sinnhaftigkeit bis hin zur methodischen Diskussion über einzelne Bewertungsschritte. Zusammengefasst stellen sich im Themenfeld unter anderen folgende Fragen:

1. Ist das Konzept der „Ökosystemleistungen“ überhaupt ein taugliches, d. h. auch ethisch-ökonomisch-machtpolitisch relevantes und vertretbares Konzept? Führt die Bewertung von Ökosystemleistungen nicht zu einer Kommodifizierung vormals nicht am Markt gehandelter Güter (Dienstleistungen) mit allen daraus resultierenden Effizienz- und Gerechtigkeitsproblemen?
2. Inwiefern schränkt das Konzept der „Ökosystemleistungen“ den Blick auf den Schutz der Lebensgrundlagen abseits rein ökonomischer Überlegungen ein? Werden nicht vielfältige Werte (Wertschätzungen/Präferenzen) in diesem Konzept übersehen oder wegen der fehlenden Möglichkeiten, diese zu berücksichtigen, schlussendlich ignoriert?
3. Welche Methoden sind vorhanden, relevant und akzeptiert, um Ökosystemleistungen (ökonomisch) zu bewerten, bzw. können/sollen Ökosystemleistungen monetär bewertet werden?
4. Wie können monetäre Bewertungsmethoden so verfeinert werden, dass sie für die Planungspraxis, z. B. im Gewässerschutz, brauchbare und ausreichend genaue Ergebnisse erbringen?

Die vorangestellten Fragen und Themenbereiche zeigen, dass das Konzept der Ökosystemleistungen selbst umstritten ist, geschweige denn, dass die Monetarisierung als solche, sowie die Methoden dazu, einem akzeptierten Wissenschaftskanon (allenfalls außerhalb der neoklassischen Umweltökonomik) folgen. Hinzu kommt, dass dieses Konzept nicht nur aus ökonomischer und ökologisch-naturschutzfachlicher Sicht beurteilt und diskutiert wird, sondern u. a. auch aus ethischer, politik- und sozialwissenschaftlicher, sowie raumplanerischer und entwicklungspolitischer Perspektive erörtert wird.

Festzuhalten ist zunächst, dass das Konzept der „Ökosystemleistungen“ im Kern auf der ökonomischen Kapitaltheorie fußt. Diese besagt grob vereinfacht, dass ein bestimmter Kapitalstock über seine Lebensdauer produktive Dienstleistungen – also einen Nutzen für Menschen – erbringt, die ökonomisch bewertet werden können; am einfachsten ist eine die Bewertung dann, wenn es sich um Marktgüter handelt, für die sich durch Angebot und Nachfrage als

Ausdruck von Knappheiten ein Preis bildet. Für „Ökosystemleistungen“, früher auch „Ecological Services“ genannt, gilt nach dieser Logik Ähnliches: Das Naturkapital (Ecological/ Natural Capital) ist per se (als Kapitalstock) einer Bewertung nicht zugänglich, produziert aber Leistungen (als Flussgrößen), die vom Menschen genutzt werden (können). Der „Nutzen“ hierbei wird nicht nur im Sinne konsumptiver Leistungen aufgefasst, sondern wird hierbei sehr weit verstanden im Sinne nicht-nutzungsbedingter Wertschätzungen für den Erhalt dieser Leistungen (z. B. kulturelle Ökosystemleistungen, Existenzwerte einer Art). Immer steht jedoch die menschliche Beurteilung dieser Leistungen im Mittelpunkt; Werte „an sich“, die sich beispielsweise aus philosophischer Sicht im Wesen anderer Arten befinden, können quasi nur insofern berücksichtigt werden, als Menschen diese Werte bilden, wahrnehmen, und ihnen – im Sinne des ökonomischen Trade-off – auch einen Wert zuschreiben.

Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen setzt deshalb an den menschlichen Präferenzen und an dem Verständnis an, dass die Nutzung und der Erhalt von natürlichen Ressourcen komplementär (im Sinne der Wohlfahrtsteigerung) oder konkurrierend (als Opportunitätskosten für den Erhalt im Sinne der Knappheit der Ressourcen) aufgefasst werden. Im Kern geht es somit darum, die Zahlungsbereitschaft (oder, seltener, die Kompensationsforderung) bei einer Veränderung der Quantität und/oder Qualität von Ökosystemleistungen zu erheben und monetär auszudrücken.

Die Konsequenzen der Umsetzung dieses (monetären) Bewertungskonzeptes sind vor allem:

- > Ökosystemleistungen werden nur dann erfasst und bewertet (und allenfalls geschützt), wenn eine ausreichende Anzahl an Menschen diese Leistungen wahrnimmt (darin unterscheiden sich monetäre/ökonomische Bewertungsverfahren nicht von anderen Verfahren, geschweige denn von politischen Entscheidungen), Präferenzen dafür entwickelt, und im Falle monetärer Bewertungsverfahren auch eine Zahlungsbereitschaft äußert.
- > Ökosystemleistungen, die ungenügend wahrgenommen und bewertet werden, fallen dadurch aus der Bewertung bzw. aus der Schutzwürdigkeit in der Naturschutzpolitik heraus. Dies geht so weit, dass der praktische Schutz von Tierarten bei sonst gleicher Schutzwürdigkeit und Bedeutung für das Funktionieren von Ökosystemen von ihrer Körpergröße oder Eigenschaften als Wirbeltiere (z. B. Reptilien) abhängt.
- > Die monetäre Bewertung fußt auf Institutionen, auf dem Informations- und Wissensstand, sowie auf Knappheiten, die zum Bewertungszeitpunkt existieren bzw. wahrgenommen werden. Andere Perspektiven, Knappheiten, oder Entwicklungsszenarien können – wenn überhaupt – nur unzureichend einbezogen werden.

Diese Argumente, die zumindest eine Problematisierung monetärer Bewertungsverfahren nahelegen, sind jedoch in vielfacher, eventuell anderer Schwere, auch in anderen Bewertungsverfahren (z. B. multikriterielle/qualitative Bewertungsverfahren) wirksam.

Im vorliegenden Kurzbeitrag soll in knapper Form erörtert werden, wie Ergebnisse monetärer Bewertungsverfahren in Politikentscheidungen Berücksichtigung finden (können). Dazu ist es notwendig, den Standpunkt des Autors klar festzuhalten:

- > Die Beschreibung, Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen hat per se noch keine Wirkungen auf die Kommodifizierung dieser; aus einer Bewertungsstudie folgt demnach nicht, dass die ermittelten Werte einen „Preis“ im Sinne eines Marktpreises für ein handelbares Gut darstellen. Gerade die Wirtschaftswissenschaften leh-

ren uns die präzise Unterscheidung zwischen den handelbaren und nicht handelbaren Gütern, und die Voraussetzungen, wann Markttransaktionen überhaupt wohlfahrtssteigernd sein können (z. B. bei ausreichend definierten Verfügungsrechten, bei informierten und gleich „starken“ Marktteilnehmer/innen)¹. Aus ökonomischer (finanzwissenschaftlicher) Sicht ist nicht erkennbar, dass Lösungen von Umweltproblemen ohne starke Verantwortung der Politik mit dem Fokus auf das Gemeinwohl funktionieren könnten, ja dass marktwirtschaftliche Lösungen allenfalls ein mögliches Instrument zur Erreichung umweltpolitischer Zielsetzungen darstellen.

- > Eine ökonomische Bewertung sowie die Monetarisierung von Ökosystemleistungen ist ein Ausdruck der Wertschätzung gegenüber dem Erhalt der Natur, und bildet im Kern ab, welchen Komfort- und Einkommensverzicht im Konfliktfall Betroffene bereit sind zu akzeptieren, um die Natur zu schützen. Damit unterscheiden sich diese Verfahren von beispielsweise qualitativen Studien, die die Stärke einer Präferenz für Naturschutz messen wollen, ohne deutlich zu machen, dass Naturschutz auch etwas „kosten“ kann (in Form des Verzichts z. B. auf ökonomische Entwicklungsmöglichkeiten).
- > Selbst und gerade wenn der Schutz der Natur komplementär zur wirtschaftlichen Entwicklung steht, ist es aus Sicht des Naturschutzes zielführend, auch aufzuzeigen, welchen Nutzen dieser stiftet.
- > Das Konzept der „Ökosystemleistungen“ mag neu klingen, unter dem Titel des Nutzens des Naturschutzes oder des Erhalts von Ökosystemen wurde seit den ersten umfassenden Bestrebungen zur Einrichtung von Schutzgebieten in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts argumentiert, warum der Schutz der Natur zentral für das menschliche Wohlbefinden und die menschliche Entwicklung ist. Monetarisierungsverfahren selbst werden seit mehr als 60 Jahren in der Fachwelt diskutiert und weiterentwickelt.

Die eingangs umrissenen Fragen deuten jedenfalls darauf hin, dass dieses Bewertungskonzept umstritten ist; für den Bereich des Gewässerschutzes – vor allem betreffend Qualität des Wassers (Trinkwasser, Grundwasser, offene Gewässer), sowie Verfügbarkeit und Knappheit des Wassers für die verschiedenen Verwendungszwecke – wurden eine Vielzahl von Untersuchungen durchgeführt, die sich auch auf europäische Richtlinien (z. B. Wasserrahmenrichtlinie) beziehen. Die Übersichten, die von TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), aber auch von anderen Programmen und Projekten, zusammengestellt wurden, zeigen eine enorme Bandbreite an Bewertungsansätzen und empirischen Ergebnissen, die für eine bestimmte Ökosystemleistung im Bereich von 1:1000 erreichen kann. Dies sagt weniger über die Verlässlichkeit der einzelnen Untersuchungen und Ergebnisse aus als über die mangelnde Sinnhaftigkeit derartiger Zusammenstellungen von Bewertungsergebnissen, ohne auf den vielfältigen Kontext der jeweiligen Untersuchung und die zugrundeliegenden Institutionen (räumlich, zeitlich, rechtlich, methodisch, inhaltlich, politisch) hinzuweisen. So macht es wenig Sinn, Studien in Länder zu vergleichen, die über unterschiedliche natürliche Ressourcen verfügen: In manchen Ländern hat Wasser einen hohen symbolischen Wert, aber kaum

¹ Diese Voraussetzungen sind ja bei vielen PES-Programmen (Payment for Ecosystem Services) gerade nicht erfüllt, und können auch – selbst wenn eine Marktlösung für Umweltprobleme im konkreten Fall akzeptiert wird – nicht erfüllt werden.

einen Knappheitspreis (z. B. in Österreich), während in anderen Ländern mit Wasserknappheit (z. B. Spanien) für die Nutzung der Ressource allein schon eine wesentlich höhere Zahlungsbereitschaft besteht (abseits von den mit der Wassernutzung verbundenen Infrastrukturkosten).

Jedenfalls lässt sich aus den vorhandenen Untersuchungen sicherlich ableiten, dass viele Erwartungen an die ermittelten Werte erfüllt werden: Die Zahlungsbereitschaft sollte – ceteris paribus – u. a. mit der wahrgenommenen Knappheit (Qualität, Quantität), mit den rechtlichen Rahmenbedingungen und anderen Institutionen, mit dem individuellen Einkommen, mit dem Umweltbewusstsein und dem individuellen Erfahrungsschatz variieren. Gerade die Sensitivität von Bewertungsergebnissen in Bezug auf diese Variablen wird als Beleg für eine valide und reliable Anwendung der jeweiligen Bewertungsmethode angesehen.

Selbst wenn aber die monetäre Bewertung als valides Instrument im Gewässerschutz angesehen wird, so können Bewertungsergebnisse nicht ohne Weiteres in Politikentscheidungen bzw. konkreten Planungen verwendet werden – zu groß ist selbst in einem engen Untersuchungsrahmen die Streuung der ermittelten Werte (und die ökonometrischen Methoden, die die Determinanten einer Zahlungsbereitschaft analysieren, erklären eventuell nur ein Drittel der Varianz).

Deshalb scheint die folgende Vorgangsweise empfehlenswert, die die Unsicherheiten und Unwägbarkeiten der monetären Bewertung umschiffen soll, bzw. können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

1. Die monetäre Bewertung bzw. die Ergebnisse anderer ökonomischer Bewertungsverfahren können nicht im Sinne einer „Entscheidungsregel“ verwendet werden, sondern dienen – wie andere Verfahren aus anderen Disziplinen – als Informationsgrundlagen für natur- und umweltschutzpolitische Entscheidungen. Vor allem machen die Ergebnisse Entscheidungen transparenter und verhindern, dass Interessengruppen in Entscheidungsprozessen die Bedeutung ihres Anliegens auf Kosten des Naturschutzes übertreiben. Vergessen wird bei der Kritik an ökonomischen bzw. monetären Bewertungsverfahren, dass in der politischen Realität häufig die bezüglich der Methoden kritisierten Trade-offs tatsächlich – allerdings in intransparenter und oftmals fehlengewichteter Weise – stattfinden.
2. Monetäre Bewertungsverfahren bieten eine spezifische Sichtweise auf eine öffentliche Entscheidung, und haben den Anspruch, die Effizienz einer Entscheidung aufzuzeigen, mit allen damit verbundenen Vor-, aber auch Nachteilen. Jedenfalls bieten die Bewertungsverfahren auch sehr gute Grundlagen, um Verteilungs- und Gerechtigkeitsfragen zu diskutieren (z. B. soziale und räumliche Verteilung des Nutzens bzw. der Kostentragung).
3. Eine direkte Verwendung ermittelter Zahlungsbereitschaften (z. B. Mittelwert) in einer Kosten-Nutzen-Analyse (oder einem anderen ökonomischen Bewertungsverfahren) ist aufgrund der Unsicherheiten nicht geboten. Vielmehr ist es notwendig, im Rahmen umfangreicher Sensitivitätsanalysen und einer Äquivalenzanalyse zu erforschen, wie groß die Sensitivität der Bewertungsergebnisse in Bezug auf eine ermittelte Zahlungsbereitschaft ist. Beispielsweise sollte nicht ein Mittelwert (oder Medina) einer Zahlungsbereitschaft in eine Kosten-Nutzen-Analyse eingesetzt werden, sondern es sollte analysiert werden, wie groß der Einfluss der Zahlungsbereitschaft auf

das Ergebnis ist; genügt z. B. eine geringe Veränderung der Zahlungsbereitschaft, um das Ergebnis zu „kippen“, so sind die Schlussfolgerungen weniger robust, als wenn ein kleiner Teil der ermittelten Zahlungsbereitschaft bereits genügt, um ein Gewässerschutzprojekt (z. B. Flussrenaturierung) aus ökonomischer Sicht besser abschneiden zu lassen, als die Errichtung einer Infrastruktur (z. B. Wasserkraftwerk).

4. Grundsätzlich sollte für ein bestimmtes Projekt der räumliche und zeitliche Kontext genau definiert werden, damit Bewertungsergebnisse – deren Additivität bzw. auch die Trade-offs zwischen Ökosystemleistungen zu problematisieren sind – originär für die jeweilige Untersuchung ermittelt werden. Eine Übertragung von Bewertungsergebnissen (sog. Benefit transfer) scheint nur unter Einschränkungen eine günstige Möglichkeit zu sein, die Kosten einer Untersuchung zu minimieren. Jedenfalls sollte eine Bewertungsstudie eine interdisziplinäre Forschungsaufgabe sein, mit maßgeblicher Einbeziehung erfahrener Ökonom/inn/en.

Kontakt:

Prof. Dr. Michael Getzner

Technische Universität Wien

Department für Raumentwicklung, Infrastruktur- und Umweltplanung

Fachbereich für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik

Resselgasse 5

1040 Wien

Österreich

Tel.: +43 1 58801 280320

E-Mail: michael.getzner@tuwien.ac.at

In der Reihe BfG-Veranstaltungen sind bisher u. a. erschienen:

- | | |
|--------|---|
| 1/2009 | Wasserstandsinformationsdienste der BfG für die Bundeswasserstraßen |
| 2/2009 | Sediment Contact Tests. Reference conditions, control sediments, toxicity thresholds |
| 3/2009 | Sedimentologische Prozesse – Analyse, Beschreibung, Modellierung |
| 4/2009 | Ingenieurvermessung im Bauwesen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung |
| 5/2009 | Verfahren der ökotoxikologischen (Risiko-) Bewertung in der Umweltsicherung |
| 6/2009 | Softwarelösungen für ein integriertes Hochwassermanagement |
| 7/2009 | Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt |
| | |
| 1/2010 | Flusssysteme in Raum und Zeit |
| 2/2010 | Berücksichtigung verkehrs- und bautechnischer Emissionen und Immissionen in Umweltverträglichkeitsprüfungen |
| 3/2010 | Pathogene Vibrionen in der marinen Umwelt |
| 4/2010 | Riskobewertung stofflicher Belastungen |
| 5/2010 | Screeningverfahren zur Erfassung endokriner Wirkungen in der aquatischen Umwelt |
| | |
| 1/2011 | Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustands in Wasserstraßen |
| 2/2011 | Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen |
| 3/2011 | Zeitgemäße Erfassung und Bereitstellung von Geobasisdaten für die WSV |
| 4/2011 | EurAqua Symposium Impact of climate change on water resources – 200 years hydrology in Europe – a European perspective in a changing world |
| 5/2011 | Schadstoffdynamik in Flussgebieten – Ursachen, Wirkungen und Konsequenzen stofflicher Veränderungen in Raum und Zeit |
| | |
| 1/2012 | Partikuläre Stoffströme in Flusseinzugsgebieten |
| 2/2012 | Überregionale Wasserbewirtschaftung – Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle |
| 3/2012 | Dynamik des Sedimenthaushaltes von Wasserstraßen |
| 4/2012 | Pathogenic <i>Vibrio</i> spp. in Northern European Waters |
| 5/2012 | Baumaterialien und Oberflächengewässer |
| 6/2012 | Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen |
| 7/2012 | Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen. 2. Kolloquium zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen |
| | |
| 1/2013 | Wissen was war ... – Rückblick auf hydrologische Extreme |
| 2/2013 | Die Bundeswasserstraßen im Blickfeld ökologischer Zielsetzungen gemäß WRRL – Erreichtes und Erreichbares |
| 3/2013 | Geomorphologische Prozesse unserer Flussgebiete |
| 4/2013 | FLYS goes WEB: Eröffnung eines neuen hydrologischen Fachdienstes in der BfG |
| 5/2013 | Neue Entwicklungen in der Gewässervermessung |
| 6/2013 | Die Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbeeinzugsgebiet / Budoucnost vod-ního režimu v povodí Labe |
| 7/2013 | Bioakkumulation in aquatischen Systemen: Methoden, Monitoring, Bewertung |
| 8/2013 | Geodätische Arbeiten für Bundeswasserstraßen |
| | |
| 1/2014 | Artenschutz in der Praxis – Erfahrungen mit Ersatzquartieren und der Umsiedlung von streng geschützten Arten |
| 2/2014 | Ästuare und Küstengewässer der Nordsee |
| 3/2014 | Schadstoffe in Bundeswasserstraßen – Nutzergerechte Verfügbarkeit von Informationen |
| | |
| 1/2015 | Forschung und Entwicklung zur Qualitätssicherung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen. 4. Kolloquium zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen |
| 2/2015 | Wasserstraßenbezogene geodätische Anwendungen und Produkte der Fernerkundung |